

循环经济的运行机制与发展战略

——基于产业链视角的分析

孙广生◎著

The Operating Mechanism and Development Strategy of Circular Economy

Analysis Based on a Perspective of Industrial Chain

中国经济出版社
CHINA ECONOMIC PUBLISHING HOUSE

循环经济的运行机制与发展战略

——基于产业链视角的分析

The Operating Mechanism and
Development Strategy of Circular Economy

Analysis Based on a Perspective of Industrial Chain



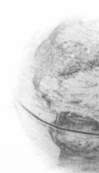


定价：49.00元



中青年学者经济学研究成果论丛
东北大学“985工程”建设专项经费资助

本书获得国家自然科学基金（71173034）、国家自然科学基金（71103030）、国家社会科学基金（05CJY011）、教育部人文社会科学（10YJC790222）等基金项目的资助和支持



循环经济的运行机制与发展战略

——基于产业链视角的分析

孙广生◎著

The Operating Mechanism and Development Strategy of Circular Economy

Analysis Based on a Perspective of Industrial Chain



中国经济出版社
CHINA ECONOMIC PUBLISHING HOUSE
北京

图书在版编目（CIP）数据

循环经济的运行机制与发展战略——基于产业链视角的分析/孙广生著.
北京：中国经济出版社，2013.3
ISBN 978－7－5136－2028－4

Ⅰ.①循… Ⅱ.①孙… Ⅲ.①自然资源—资源经济学—研究Ⅳ.①F062.1

中国版本图书馆 CIP 数据核字（2012）第 257485 号

责任编辑　赵静宜
责任审读　霍宏涛
责任印制　张江虹
封面设计　久品轩

出版发行　中国经济出版社
印 刷 者　三河市佳星印装有限公司
经 销 者　各地新华书店
开　　本　710mm×1000mm　1/16
印　　张　11.75
字　　数　180 千字
版　　次　2013 年 3 月第 1 版
印　　次　2013 年 3 月第 1 次
书　　号　ISBN 978－7－5136－2028－4/F·9532
定　　价　49.00 元

中国经济出版社　网址 www.economyph.com　社址 北京市西城区百万庄北街 3 号　邮编 100037
本版图书如存在印装质量问题，请与本社发行中心联系调换（联系电话：010－68319116）

服务热线：010－68344225　88386794

前 言

资源短缺、环境污染已经成为制约中国经济发展的两大障碍。在此背景下，发展循环经济作为调整经济结构、实现增长方式转变的重大举措，在十六届四中全会和2004中央经济工作会议上被正式提出，并经第十一届全国人民代表大会讨论，于2009年1月1日起开始实施《中华人民共和国循环经济促进法》。这标志着可持续发展在我国已不仅仅停留在理念倡导的时期，而是开始转向试验示范并进入逐步全面推进的阶段。

循环经济的发展离不开理论的支持，而循环经济的理论研究在我国尚在刚刚起步阶段。笔者是在2005年左右开始关注循环经济问题的，也是从那时起逐步收集相关资料，并从申请国家社会科学基金课题入手开始了循环经济的研究工作。经过几年的积累，笔者逐渐地从对循环经济一知半解的门外汉，过渡到了一名对循环经济发生兴趣并偶有所得的研究者，在本书即将出版之际，笔者愿意与各位同好分享一些我对循环经济理论问题的看法。

我们知道，任何社会科学理论都是从现实中的一些现象中提炼出的问题加以研究的，对循环经济的研究也不应例外。那么，作为一名循环经济的研究者，我们应该从循环经济的各种现象中抽象出哪些具有研究价值的理论问题呢？对这个问题的回答可谓是仁者见仁、智者见智。我个人的看法是，循环经济在我国开展的时间还比较短，循环经济理论的发展离不开大量的循环经济方面的实践为其提供素材，这决定了循环经济的理论研究目前只能是处于探索阶段。但是，这不等于我们不能开展循环经济理论方面的探索，只是现在还没有像一些比较成熟的经济学科那样提出一些大多数学者基本认同的理论问题来进行研究。因此，循环经济研究领域目前还处于零散的、不成体系的状态也就不足为奇了。

那么，在现有阶段和条件下，有哪些循环经济方面的理论问题值得关注呢？要回答这个问题，我们需要先看看循环经济所要处理的“外部性”

与经济学中一般的“外部性”有什么区别。我们可以以固体废弃物的循环再利用为例来说明这个问题。消费后的最终产品会成为废弃物并产生环境外部性，但外部性的大小取决于在生产该最终产品的整个产业链上各个参与主体的行为：如零部件或原材料供应商在产品中包含了有毒的物质、制造商在设计过程中没有考虑最终产品的可回收性、分销商对废弃产品的回收采取不合作的态度、消费者的使用方式不当以及购买产品时的环境意识差等等，产业链上各主体的上述这些行为都会加剧最终产品的环境外部性及降低可循环再利用程度。因此，产业链上的这些主体都对最终产品的外部性负有或多或少的责任，即可以将最终产品的外部性看做是产业链上一系列外部性决策的后果。如果对最终产品的废弃物产生的外部性进行治理仍沿用外部性内部化的思路，就涉及到供应商、制造商、分销商、消费者等产业链中各参与主体谁应该为最终产品的外部性负责的问题。根据Coase定理，只要不存在交易费用，外部性责任的初始产权分配并不影响经济效率，因为各参与方的讨价还价会自动达到帕累托最优。但在现实社会中由于交易费用、信息不对称等因素的存在，导致不同的外部性责任划分方式有可能产生完全不同的产业链经济绩效与环境绩效。因此，对最终产品废弃物的环境治理是一个外部性治理成本在产业链上的优化过程，目的是使产业链上的各决策主体在政策引导与市场协调的作用下，通过产业链上各企业的充分合作实现外部性在产业链上的再配置，来达到减少最终产品的外部性、提升产业链整体绩效的效果。在给定约束下，实现整个产业链的收益最大和环境成本最小，实际上就是如何解决产业链上各主体环境协调失灵的问题。如果激励机制设计得当，产业链各行为主体在追求自身利益最大化的过程中，就会将外部性治理成本自动配置到为实现外部性控制目标所需成本最小的产业链环节。

此外，目前对“循环经济”的研究主要还是侧重在其“循环”特征上，而对“经济”方面的研究还有待深入。“循环”作为一项经济活动，在市场经济条件下，应该是追求利益最大化的个体的自主选择行为。因此，符合逻辑的分析方法应该是从个体选择出发，考察循环再利用市场的运行状况，进而对阻碍循环再利用市场良好运作的因素进行分析。由于个体选择的基本依据是“成本－收益”原则，这就需要从“成本”与“收益”两个方面入手，具体分析各种因素如何通过影响这两者而改变着个体

的行为特征，进而引申出一些能够促进循环再利用市场高效运作的治理措施。

以上是本书作者对循环经济理论的一些思考，也试图在本书的写作内容中予以体现。但是，受研究水平所限，作者还无法在书中围绕这些想法而展开清晰、连贯的阐释，欢迎同行的批评指正。本书从产业链视角对循环经济的运行机制进行了分析，并进一步考察了产业链环境治理的产业组织特征与激励工具的选择问题，以及循环再利用对最优增长路径的影响。在此基础上，对废弃电子产品产业链进行了案例调查，最后给出了一些对循环经济发展战略的思考。

本书的出版得到了国家自然科学基金（71173034、71103030）、国家社会科学基金（05CJY011）、教育部人文社会科学项目（10YJC790222）以及东北大学“985”工程建设经费的资助，在此表示诚挚的感谢。

孙广生

2012 年 7 月

Contents 目录

第1章　绪　论

本章首先介绍了研究的背景、循环经济概念的提出以及它在解决我国资源短缺与环境污染问题中可以起到的作用。然后对广义与狭义上的循环经济概念进行了区分，指出我国目前的资源与环境特点决定了循环经济的发展之路只能采用较广义的概念。最后介绍本书研究的主要内容以及创新点。

1.1　发展循环经济的必要性及重要性

1. 现状：资源短缺与环境污染

资源短缺和环境污染问题已成为中国经济高速增长的两大瓶颈。

据统计（马凯，2004），我国资源禀赋的人均占有量非常少。目前我国人均淡水资源量为世界人均占有量的四分之一，人均耕地面积不到世界平均水平的40%，人均森林占有面积为世界人均占有量的五分之一，人均森林蓄积量为世界人均蓄积量的八分之一。一些主要矿产资源的开采越来越难，供给形势相当严峻。45种主要矿产资源人均占有量不到世界平均水平的一半，石油、天然气、铁矿石、铜和铝土矿等重要矿产资源人均储量，分别为世界人均水平的11%、4.5%、42%、18%和7.3%。

2005年铁矿石进口价格的大幅上涨，就是反映我国经济高速增长所面临的资源压力的一个很好例子。中国从2002年起即成为世界最大的钢铁生产国，国内有限的铁矿石资源不足以支撑钢铁产业的发展，有50%左右的铁矿石需要进口。国内钢铁企业对国际市场上铁矿石需求大增，主要的铁矿石国际寡头借机将价格上调71.5%。这个事件充分地暴露出我国目前高速增长所面临的资源约束与潜在可能发生的国际冲突。

与此同时，经济粗放型的高速增长导致环境污染问题日益突出。大气污染是目前中国第一大环境问题。2005年国家环保总局称，中国全国二氧化硫排放总量高达2549万吨，居世界第一。二氧化硫不仅通过酸雨侵蚀国

土，而且对人力资本质量造成严重伤害。在水污染方面，全国人大常委会水污染防治法执法检查组检查发现，中国七大水系中劣五类水体占三成左右，水体已经失去使用功能，成为有害的脏水，连农业灌溉都不行。由于相当一部分企业建在江河附近，或是一些城市中心区，一旦突发环境污染事故，就会造成重大影响。松花江特大水污染事故，就以悲剧的方式凸显经济高速增长的中国所面临的严峻的环境现实。在固体废弃物污染方面，全国工业固体废物年产生量达 13 亿吨，城市生活垃圾年产生量为 1.4 亿吨，达到无害化处理要求的不到 10%，大量垃圾被堆放在城市周围，有人将这种状况称为“垃圾包围城市”。

尽管环境破坏的实物性损失难以确认和货币价值化，一些学者还是尝试采用各种方法试图对经济价值损失进行估算，一些结果可见表 1－1。由表可见，每年即使不计生态环境退化所造成的经济损失，仅三废排放造成的损失计量一项也是惊人的。不同学者得出的结果不尽相同：估算值最少的是 Smil 模型，他估计 1990 年三废排放造成的污染损失为 367 亿元，占当年 GNP 的 2.1%；而世界银行模型对三废排放造成经济损失的估计则高达 536 亿美元，占 1995 年 GNP 的 7.7%。徐嵩龄在前几个模型基础上进行了重新估计。据徐（1997）的估计，1993 年三废排放造成的经济损失是 936 亿元，占当年 GNP 的 2.8%。

表 1－1　对污染排放所造成经济损失的估计　　单位：亿元

不同分析方法	大气污染	水污染	固废污染（或综合污染）	污染损失和	占当年 GNP 比例
过—张模型（1983）[a]	123.99	251.83	5.73	381.55	6.75%
郑—钱模型（1993）[b]	458.5	326.2	299.4	1085.1	3.16%
孙模型（1992）[c]	605.2	472.6	13.7	1096.5	4.3%
Smil 模型（1990）[d]	151	118.5	97.5	367	2.1%
世界银行（1995，亿美元）[e]	496.4	39.3	—	535.9	7.7%
徐的重新估算（1993）[f]	391	30	33	464	2.8%

资料来源：a，c，d，f 转引自徐嵩龄，中国环境破坏的经济损失研究（上、下），《中国软科学》，No. 11、No. 12，1997 年；b. 郑易生，钱薏红等，中国环境污染经济损失估算：1993 年，《生态经济》，No. 6，1997 年；e. 世界银行，《碧水蓝天—展望二十一世纪的中国环境》，北京：中国财政经济出版社，1997 年

2. 问题：资源利用效率低下以及资源与环境问题的连带性

据预测，中国既要实现2020年GDP翻两番的经济发展目标，又要保持现有的环境质量水平，未来资源生产率必须提高4至5倍，如果想要环境质量得到明显改善，资源生产效率必须提高8至10倍（曲格平，2004）。在现有的技术条件和可预期的技术进步下，为满足2020年经济发展和环境改善的双重目标，能够将资源生产效率提高8至10倍吗？

从目前来看，实现这一目标非常困难，至少是不容乐观的。尽管中国经济面临着严重的资源短缺形势，但另一方面，在资源的使用上又过于粗放，甚至显得“阔绰”。这主要表现在单位产值所耗费的资源始终居高不下（如表1－2所示）。以单位产值能耗为例，中国是发达国家的4倍。

表1－2 中国与发达国家的资源利用效率比较

资源利用指标	中国是发达国家的倍数	资源利用指标	中国是发达国家的倍数
火电耗煤（克标准煤/千瓦时）	1.27	单位产值耗水量	3
矿产资源总回收率	0.6	单位产值总能耗	4
工业用水重复利用率	0.75～0.85	单位产值矿产资源消耗	3
吨钢能耗	5	单位产值废物排放	16

资料来源：作者收集

资源利用率不高不仅仅导致资源的浪费，根据物质守恒定律，还会产生更多的废弃物。这由表1－2中的单位产值的废物排放项可以看出，该指标中国是发达国家的16倍。因此，资源利用率低与环境污染实际上是“连带”在一起的问题，一个问题的解决即使不会有助于另一个问题的彻底解决，至少也会促进它的缓解。

3. 挑战：鱼与熊掌可以兼得吗

解决资源约束、环境污染问题可以有两种选择：一是主动放弃经济增长速度优先的发展目标，限制甚至是关闭一些高耗能、高污染行业的产出。2003年以来的宏观调控在一定程度上就有资源约束的考虑；二是改变现有的经济增长模式，变高投入增长方式为资源有效利用方式。

前一种选择是我国目前促进产业政策调整的重点。这种方法对于解决

资源的约束、环境污染问题可以起到一定的抑制作用，但基本无法达到治本的效果。因为有些高耗能、高污染产业比如钢铁工业、化学工业、煤炭工业，是保证国民经济发展的基础行业，即使我们能够关闭一些这类行业中无法达到规模经济水平的中小企业，但只要这些行业的总产出是增长的，就很难说最终能够抑制污染总量。更为重要的是，这种解决资源约束、环境污染问题的思路作为解决单目标问题方法尚可，若作为一个经济发展战略则是不适用的。它只考虑到资源环境问题本身，而忽略了解决该问题的最终目标是提升经济持续增长能力。因此，资源约束、环境污染与经济持续增长能力是三位一体的问题。任何一种可持续发展战略，如果忽视了这三者中的任何一个，都很难说是符合帕累托效率原则的（从某个目标的取得是以另外的目标为代价的角度看）。

后一种选择是一种能够兼顾资源约束、环境污染与经济持续增长能力的发展思路。微观经济学中的生产理论告诉我们，要使产出达到最大化，可以有两种组织生产方式：一种是通过重新组织生产方式，使一定的资源投入达到尽可能多的产出；另一种是在一定的产出下使用尽可能少的资源投入。这两种方式实际是对偶的。在给定技术水平的情况下，使资源的使用链条尽可能地延长、将过去被视为废弃物而排放的资源进行再循环（recycling）、再利用（reuse），是实现前一种组织生产方式的有效途径。因为它可以在技术约束下使给定的资源达到尽可能多的产出。对于后一种生产方式，微观经济学的生产理论更关注的是给定价格下的资本投入与劳动力投入，但它可以进一步扩展到资源投入，且其隐含的前提是各种投入在当时技术下已经是最优的了。但实践表明，企业中实际上存在着大量清洁生产机会（clear production），从狭义的角度看，这些机会因企业的习惯性行为或缺乏相应的操作知识而貌似生产技术约束的一部分，但实际上它们往往不需额外投入资源就可以进行，故可以看作是资源的浪费。以清洁生产为代表的减量化（reduce）就是处理这类资源浪费的有效措施。无论是以再循环、再利用为代表的增加产出方式，还是以减量化为代表的减少资源投入，它们都可以在增加产出的同时弱化资源约束、减少污染排放，因此构成了一种能够兼顾资源约束、环境污染与经济持续增长能力的发展思路。

我国在资源短缺、环境污染日显突出的背景下提出了“循环经济”发

展战略，其核心就是要减量化、再循环、再利用。因此，在这个意义上说，循环经济就是试图能够兼顾资源约束、环境污染与经济持续增长能力的经济发展战略。在十六届四中全会和2004中央经济工作会议上，发展“循环经济”被当作调整经济结构、实现增长方式转变的重大举措提出来。如果说从20世纪90年代末流行的“可持续发展”概念在中国一直是一种理念倡导，那么，“发展循环经济”、“建立节约型社会”等新思想的提出，标志着“可持续发展”不再仅仅是一句缺乏实施方案的纯理念，“可持续发展”在中国已经由理念倡导转向试验示范并逐步全面推进的阶段。

1.2 狭义与广义的循环经济

1. 狭义的循环经济

尽管从发展战略的方面讲，循环经济可以是一个很广义的概念，甚至是可持续发展的代名词。但从操作层面看，如果不能对其概念进行仔细界定，则很有可能流为一个简单的政治口号。为此，我们将自然界与社会中的物质流动关系与资源环境约束的技术解决途径用图1-1来表示。图1-1上半部分说明自然资源是一切物质生产和消费的最初来源，它构成了“经济—社会”系统赖以生存的一个外部条件。当资源从自然界中开采出来之后就进入了“经济—社会”系统，被用来生产出各种满足消费者需要的产品。不仅消费后的最终废弃物被排放到环境中去，生产过程中产生的各种废弃物也被排放到环境中去。

图1-1上半部分的物质流动过程的不同环节，有着各自解决资源环境问题的不同技术途径。徐嵩龄（2004）将其概括为3大类5种：在“资源”环节，对“不可再生资源”可采用“替代”技术，即以“低稀缺性资源”替代“高稀缺性资源”。对“可再生资源”可采用“恢复”技术；在“经济—社会”系统的生产与消费环节，可采用“资源消耗减量化”技术；在环境环节，既可以对环境废弃物采用“安全化/无害化处理”技术，又可采用“循环利用”技术。狭义的循环经济就是指环境环节的废弃物循环再利用。

上述3大类5种技术途径，在解决资源环境问题时，有着功能上的一致。这就是说，第一，它们均有助于防治环境恶化；第二，它们之中除

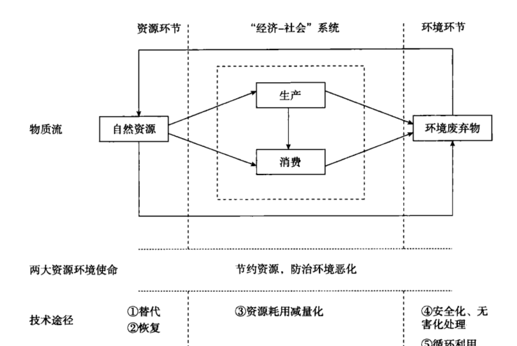


图 1－1　资源环境问题的产生及其技术解决途径

资料来源：徐嵩龄（2004）

"安全化/无害化处理"技术外，均有助于节约资源。理论上，由于它们出现在不同环节，因而可以互补与相互协调。然而，由于这些技术途径的产生背景不同，应用条件不同，面对的具体对象不同，因此，它们的效用会有差异。这样，在资金和人力有限的情况下解决具体资源环境问题时，它们并非始终并行不悖。实际上，由于需要考虑成本—效益，往往会导致技术途径选择的相互竞争。狭义的循环经济，即处于"环境"环节的"循环利用"，只是解决资源环境问题的 5 种技术途径之一。它是重要的，甚至从经济与环境效用看是一种值得追求的理想途径。但它并非是唯一的技术途径，也并非是在实际应用中总是高踞于其他技术途径之上。这是因为"循环"途径受着可行性条件的约束。

废弃物的循环可以表示为图 1－2 所示的四种形式。形式一是由资源生成的产品在废弃后，可以继续作为原先的资源进行使用。形式二是废弃物可以因其新的功能而被当作资源使用。形式三是可以重新利用废弃物中尚未被耗尽的有用资源成分。形式四是对于多要素共生的资源，在一种资源

要素利用后，继续利用其废弃物中尚未被利用的其他资源要素。

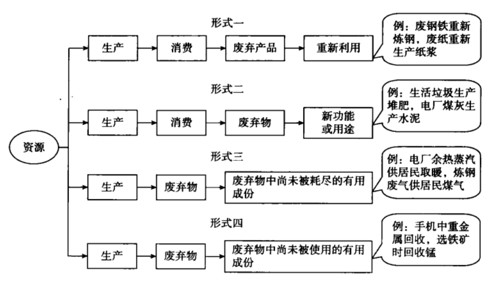


图1-2 "循环"的四种表现形式

在上述四种形式中，形式一和形式二都是对最终消费后的废弃物进行再利用，或者通过直接对废弃物重新利用，或是通过发掘废弃物的新功能或新用途的方式。形式三和形式四是对生产过程产生的废弃物进行再利用，通过提取废弃物中尚未被耗尽或未被利用的有用成份的方式。鉴于此，徐嵩龄（2004）对循环经济给出了一个较为狭义的定义："以循环技术为基础的经济活动"。这个对"循环经济"的较为狭义的理解，实际上相对于图1-1中解决资源环境问题的5种技术途径而言的，但却包括了图1-2中所有四种形式的"循环"。他同时指出"由于可行性的约束，也没有必要将'循环经济'套用于所有的经济活动"。

2. 广义的循环经济

狭义的循环经济是指图1-1中环境环节的废弃物再利用。但是，如果仅仅强调狭义的循环经济，显然对解决我国所面临的资源约束与环境问题是远远不够的。一般现在所采用的循环经济概念是较广义的，即不仅包括前面狭义的定义，也包括图1-1"经济—社会系统"资源耗用减量化以及"资源环节"的替代、绿色设计等预防性措施。较为正式的、广义的循环经济定义是建立在"3R"（Reduce - Reuse - Recycle）原则基础上的。例

如，国家发改委从实践的层面对循环经济进行了定义，“循环经济是一种以资源的高效利用和循环利用为核心，以减量化、再利用、资源化为原则，以低消耗、低排放、高效率为基本特征，符合可持续发展理念的经济增长模式，是对大量生产、大量消费、大量废弃的传统增长模式的根本变革”。

“3R”原则是循环经济的最基本特征，但也有学者提出“4R”、“5R”、甚至“6R”之说（雷学勤，2007），如以“3R” + Reorganize（重组化）、“3R” + Rethink（再思考）、“3R” + Reproducing（再制造）等形成“4R”基本原则。2005 年 3 月在阿拉伯联合酋长国首都阿布扎比举行的世界“思想者论坛”大会上，吴季松提出了 Rethink（再思考）、Reduce（减量化）、Reuse（再使用）、Recycle（再循环）、Repair（再修复）为基础的“5R”理念。还有学者提出了“6R”之说，即“3R” + Renewable（可再生） + Replacing（可替代） + Recovery（可恢复）。但总体上看，“3R”观点是较为公认的。

在“3R”原则中，“减量化”是对进入生产过程的物质流和能量流进行控制，强调的是生产者通过提高资源和能源使用效率、加强清洁生产等方式，在源头上预防污染的产生。“再利用”是对生产过程产生的一些副产品进行转化，生产出其他的产品或服务，工业共生体就是一个典型的再利用过程。因此，“再利用”是生产过程削减污染的一种途径。“再循环”是在产品被消费后进行回收利用，变成再生资源，以减少废弃物的处理量。这样，我们就看到，“3R”原则并不是一个并列的关系，它是从产品的生产开始阶段就进行预防污染，到对生产过程中产生的副产品进行综合利用，再到产品消费后成为废弃物时再进行循环利用的产品全生命周期环境管理。“3R”原则所体现的全生命周期管理的思想可以由图 1 - 3 来表示。

由图 1 - 3 可见，“3R”原则实际上针对的是不同的生产与消费环节上的不同环境问题。对于处于不同发展阶段的国家来说，所面临的环境状况不同，在“3R”原则实施的侧重点上就应该有所差异。在发达国家，由于各种环境管制措施较为完备，外部性问题较好地被内部化了，因此追求利润最大化的企业有较强的动机实施资源减量化。发达国家所面临的主要环境问题是消费后废弃物的处理以及企业副产品的再利用，这些问题是传统的环境管制措施很少涉及的领域。对于发展中国家来说，减量化仍然是一

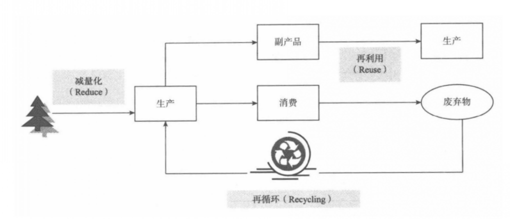


图1-3 "3R"原则与产品生命周期环境管理

个艰巨的任务。这就决定了发展中国家在实施循环经济时，不能只强调"再利用"、"再循环"，仍然要将"减量化"作为一个重点。因此，广义的循环经济比狭义的循环经济更具有解决我国资源与环境问题的针对性。诸大建认为（2005），中国版循环经济涉及的内容，要比德国和日本等国家以消费后废弃物为重点的循环经济广泛。后者主要涉及固体废弃物的回收和资源化，而中国的循环经济要求把3R原则应用到水资源、能源、土地资源、重要原材料等领域，重点发展针对水资源、土地资源和能量资源高效利用的循环经济。

1.3 本书的研究内容与创新

1. 研究内容

从实践的角度看，"3R"原则中的"减量化"是循环经济的重要一环，甚至构成了当前一段时期内，我国循环经济发展的当务之急。但是，本文将研究重点放在"再利用"、"再循环"上。当然，我们也对我国以清洁生产为代表的"减量化"开展活动进行了总结，以及对供应链成员间的"减量化"机制进行了分析，只是没有将它作为一个重点来研究。这是因为：第一，作为一项学术性研究，总要对研究的问题有所侧重，不能面面俱到，否则很难对一个问题进行深入的研究。本文将"3R"原则中的"再利用"、"再循环"问题作为研究重点；第二，"减量化"主要是一个企业的内部问题，而"再利用"、"再循环"涉及企业间的合作，以及对废弃物

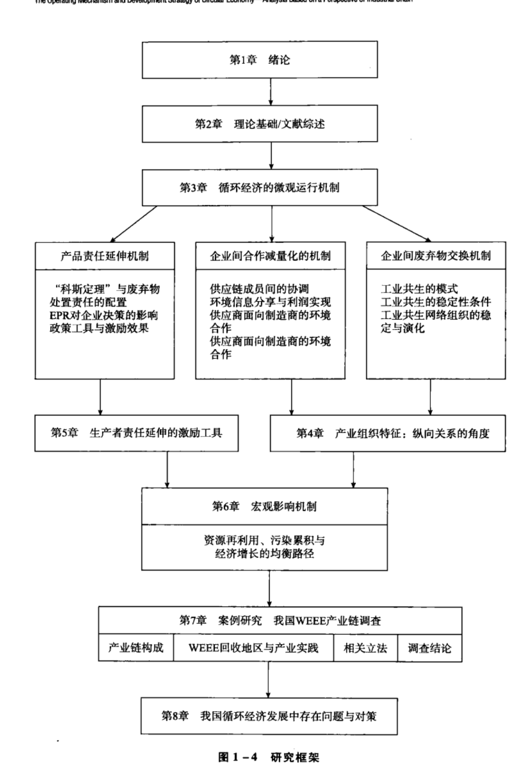

第1章　绪论
第2章　理论基础/文献综述
第3章　循环经济的微观运行机制
产品责任延伸机制
"科斯定理"与废弃物处置责任的配置
EPR对企业决策的影响
政策工具与激励效果
企业间合作减量化的机制
供应链成员间的协调
环境信息分享与利润实现
供应商面向制造商的环境合作
供应商面向制造商的环境合作
企业间废弃物交换机制
工业共生的模式
工业共生的稳定性条件
工业共生网络组织的稳定与演化
第5章　生产者责任延伸的激励工具
第4章　产业组织特征：纵向关系的角度
第6章　宏观影响机制
资源再利用、污染累积与经济增长的均衡路径
第7章　案例研究　我国WEEE产业链调查
产业链构成
WEEE回收地区与产业实践
相关立法
调查结论
第8章　我国循环经济发展中存在问题与对策

图1－4　研究框架

处理责任的配置问题，两者在研究方法、研究对象上都有差异；第三，“减量化”是传统上环境经济学研究比较多的问题，相对于“再利用”、“再循环”是一个较为成熟的研究领域。“再利用”、“再循环”所涉及的情况较为复杂，在实践上不过是近几年才逐渐受到重视，在理论上的研究也是刚刚开展起来，相对于“减量化”属于一个较新的研究领域。

本文首先对循环经济的研究文献进行梳理，深入了解并归纳国内外学者的已有研究成果，以及循环经济在各国的实践状况，为本研究的开展奠定一个理论基础。其次，对循环经济的运行机制进行研究，将重点放在循环经济不同于末端治理的两个重要方面上，即产品责任延伸与产业链合作。然后，在接下来的两章中进一步对这两个方面所涉及的关键问题进行了考察。第4章从纵向关系的角度对产业链合作的产业组织特征进行了分析。第5章研究了促进生产者责任延伸的激励工具选择问题。在分析完循环经济的微观运行机制后，第6章在宏观层面上研究物质循环再利用问题，建立经济增长模型来分析资源的再利用对经济增长均衡路径的影响。第7章是对我国WEEE产业链发展状况的一个案例研究。最后，对我国循环经济的开展状况进行了总结，指出存在的主要问题，提出进一步改进的建议。

2. 创新之处

本研究有别于目前的研究主要体现在以下几个方面：

（1）研究内容上的创新。已有循环经济的研究主要集中在循环经济的概念、模式、发展战略等较为宏观的层面，对其微观主体的运行机制研究不足。本研究对循环经济的微观运行机制进行了详细分析，并建立起一个分析厂商合作进行环境治理的统一框架，为循环经济的研究奠定了一个微观基础。同时，将废弃物的再利用引入经济增长模型，分析废弃物再利用对均衡增长路径的影响和福利效应。

（2）问题把握上的创新。目前国内的循环经济研究更强调“循环”的技术特征方面，而对其“经济特征”的分析不足。本研究将“循环”作为一项经济活动来考察，分析参与循环的各个企业之间的作用关系。从“经济特征”的角度来考察废物循环再利用问题，能够突出地反映出参与循环经济的各经济个体之间背后的利益冲突与协调，便于从中引伸出富有针对性的政策措施。

（3）分析方法与工具上的创新。本研究以产业组织理论、经济增长理论以及微观经济学厂商理论为分析工具，从追求利润最大化的企业自主选择角度，分析循环经济运行的基本机制。因此，本研究在分析方法上有别于目前的分析方法。

第2章 循环经济的理论综述与各国实践

循环经济的理论基础主要是工业生态理论和物质平衡理论。前者表明循环经济的技术特性，后者将这种技术特性嵌入到一般均衡模型中，考察生产、消费与废物排放之间的互动。本章将首先对循环经济的这两个理论基础进行简介，然后对国外与国内的研究文献进行梳理，最后对循环经济在欧盟、美国、日本的实践状况进行初步考察。

2.1 循环经济的理论基础

1. 物质平衡理论：生活在宇宙飞船里

克尼斯（1991）在《经济学与环境：物质平衡方法》一书中，以诗人一样的语言写道："一个猎人露宿在大平原上，一堆小小的篝火给他带来了闪烁不定的光明和时断时续的温暖。一缕清烟熔入浩瀚晴朗的夜空。第二天，猎人起身离去，身后留下灰烬，残羹剩饭和他的粪便，走出10步之遥，这些就从他的视线和嗅觉中消失了，很可能是永远的。除了这些废弃物，由于黑夜的孤寂，他也留下了对天空和大地的简单认识，他向着地平线继续前进，去寻找新的猎物。"

克尼斯实际上是用一个隐喻的方法描述了工业化社会之前的生产活动情景。人类在地球上生活了成千上万年，在每一个居住地之外，总还有未知的土地等待去发现。当人们生存地区的自然环境或社会结构出现了问题，无法生存下去的时候，人们总可以找到新的生存环境。但是，现代社会显然已经不再总是为人们预留等待开发的土地，而更像是生活在生态经济学家鲍尔丁所描述的"宇宙飞船"里：在这个封闭的系统中，物质与能量是守恒的，排入自然环境中的残余物量必须等于进入生产系统的原料量、能源量与空气中的氧。

在克尼斯的物质平衡模型中，经济决策被嵌入在一个人与自然环境

组成的大系统内来考虑。在这个系统内部，经济与环境之间存在着物质交换关系。在经济系统内，家庭与厂商构成了两个基本部门，他们的消费与生产决策影响着资源的消耗与环境的质量，并与自然界发生物质联系。

在图2-1中，实线代表了由自然界流入经济系统的物质及其转换后的各种形式，虚线表示了流回自然界的废弃物。在初始状态，家庭是所有资源禀赋（包括自然资源）的所有者。家庭将资源在要素市场上出售或租赁给厂商，厂商生产出产品后再销售给家庭。在这个过程中，家庭与厂商均会产生废弃的残留物（residual)。这些残留物又重新流回了自然界，一部分通过环境的分解被自然界吸纳，另一部分累积下来，对人体和生态环境造成潜在的危害。通过回收、再循环、再利用过程，虽然不能阻止残留物回到自然界，但是可以延迟其流回自然界的时间。虽然重复利用很重要，但只是短期措施，因为即使是回收再利用的产品，最终还会成为残留物回到自然界。物质平衡真正表达的是所有来自环境的资源最终都会以残留物的形式返回环境。这两种流动是平衡的，并且这个深刻的事实有其科学依据——热力学定律。

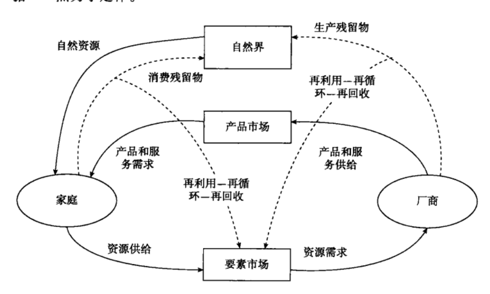


图2-1　物质平衡模型：经济活动与自然界的相互依赖

资料来源：斯科特·卡兰等（2006）

根据热力学第一定律，物质和能量既不能被创造也不能被毁灭。将这个基本定律应用到物质平衡模型中可以理解为：在短期内，自然资源一部分转化为商品，一部分成为残余物。但长期看，从自然界流入消费和生产领域的物质和能量的总量与从这些活动流回到环境当中残留物的总量相等，也就是说，商品最终被耗尽使用价值后，仍然会变成残留物回到自然界。即使是可以回收残留物进行再循环或再利用，也只是暂时的，长期看，它们最终也会变为废弃物。进一步看，因为物质和能量不能被毁灭，所以物质流动可以一直永恒持续下去。但是，热力学第二定律表明自然界转化物质和能量的能力并不是无限的。在能量转换中，一些能量变得无法利用。这些能量虽然仍旧存在，但是不能在其他过程中被利用。因此，经济活动所依赖的自然基础是有限的。

2. 工业生态学：只有没有被利用的资源

尽管关于工业生态学还没有标准的定义，但是，工业生态学可以被认为是研究工业过程和环境之间物质、能量流的多学科系统方法（斯科特·卡兰等，2006）。工业生态学之所以被认为是系统方法，是因为它倡导将生态系统和工业系统进行融合，从而将生产过程看作是一个工业生态系统。工业生态学的主要目标是促进废物的再循环使用，但也注重生产过程中有效地使用物质和能量。这种环境保护的方法主要应用于工业，在相互依赖的产业群内部实施。由于工业生态学直接与经济系统中的物质流有关，因此首先需要对开放的物质流系统进行分析。

在一个开放的物质流系统中，根据物质平衡关系，一定的物质以输入的形式进入经济系统，以残留物的形式离开经济系统（如图 2－2 所示）。这种从“摇篮到坟墓”的流向强调物质的使用、废物的产生和处置，相应的环境政策主要观注于如何削减系统末端的废弃物。例如，传统的清洁空气政策控制排入大气的有害物质（如二氧化硫和颗粒物），尽管这种政策可以在短期内改善环境质量，但无法解决长期后果。为了理解其原因，我们来分析动态的物质平衡模型。

首先，自然界转换物质和能量的能力是有限的。尽管残留物能够转变为另一种形式返回生产利用，但是，这种过程并非没有限度。因此，影响资源利用和环境危害的决策会对未来世代产生影响。图 2－1 中的内部流显示政府计划促进残留物回收再利用，这有助于残留物的延迟排放，但并不

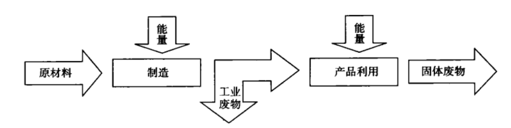


图 2-2　开放的物质流系统

能消除残留物。

其次，末端治理的环境政策是在危害发生以后，采取措施进行控制或补贴。末端治理政策使资源不能用于其他的生产活动，这些末端治理使用的资源最终仍会进入残留物流。例如，清除危险废物堆放点或疏通受污染水路需要大量的原材料和能量，而这些使用的资源，最终又变成了残留物。

第三，环境管制措施在处理代际公平问题时面临着两难取舍。根据物质平衡模型我们知道，人口增长和经济发展导致进入市场活动的资源流和返回自然界的残留物流增加。如果目前的决策更加看重的是当代人的福利水平，那么，偏松的环境管制措施会对未来后代的福利产生不利影响。另一方面，如果为了保护环境而限制追求经济目标，又会剥夺当代人享受高质量生活的权利，而这同剥夺后代人享受高质量生活的权利是一样的。

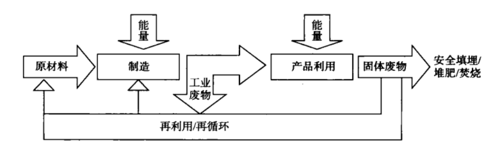


图 2-3　封闭的物质流系统

认识到开放物质流系统与相应的环境政策的缺陷后，可以从产品设计、制造加工和能量利用等方面着手，将开放的物质流修正为循环或封闭的物质流，如图 2-3 所示。注意，图中模型显示的是“从摇篮到摇篮”的物质流向，具有更全面地进行环境保护的特点，而不仅仅是在残留物产

生后对其进行控制。该图显示的废物预防、高效的能量和资源利用以及再利用或再循环的设计，都能够给环境保护带来良好的效果。总之，封闭的循环物质流系统表明，经济活动可以在整个生产和消费周期内做出改变，以减少经济活动对环境的影响。

在现实世界中，封闭系统运行的结果是形成工业生态系统。在工业生态系统中，一个或多个生产过程的残留物可以重新应用于另一个生产过程。工业生态系统的最基本运作形式是收集废弃物，然后将其投入另一个生产过程，生产出其他具有经济价值产品。这种转变一般通过不同企业的合作来完成。最著名的工业生态系统的实例就是丹麦卡伦堡工业共生体。

2.2　国外文献综述

1. *循环再利用、资源最优配置及稳态增长路径*

在考察循环再利用对经济增长的影响时，不同学者对循环再利用行为所做的假设不同。概括起来说，主要包括以 Weinstain and Zeckhauser (1974)、Hoel (1978)、Huhtala (1994)、Di Vita (2001)、Pittel (2005) 等人为代表的，将循环再利用作为一种提高稀缺资源使用效率的手段；以 Smith (1972)、Lusky (1976)、Highfill and McAsey (2001)、Huhtala (1999) 等人为代表的，将循环再利用看作是一种比堆积、焚烧等更具环境友好性的减少污染物存量的技术，从减少废弃物存量的角度考察循环再利用的经济影响。Andre and Cerda (2001) 与以上两类学者不同，他是从生产可能集的角度考察了循环再利用对生产系统的影响。

Hoel (1978) 认为自然资源的开采将给环境带来损害，资源使用的一种替代性方法就是循环利用。尽管资源的循环使用也会对环境产生有害影响，但比资源开采的影响要小些。在给出不同的循环使用的环境影响与环境吸纳能力的假设后，他研究了直接开采与循环使用的最优增长路径，特别是，循环使用的成本如何影响着资源的开采、资源耗尽时的环境质量以及长期的均衡解。

Di Vita (2001) 在一个内生增长模型的框架下，考察了废弃物循环再利用对产出增长与社会福利的影响。在 Di Vita (2001) 模型中，包含一种可耗竭的自然资源和两种类型的废弃物：可以循环再利用以及不可循环再

利用的废弃物。前者可以作为“二次材料”重新投入生产，其可循环利用程度是“研发”投入的增函数。后者直接排放到环境中去。她的研究表明，循环再利用增加了产出水平和社会福利。技术增长率越快、废弃物循环再利用过程的人力资本投入越大，“二次材料”的产量就越高，废弃物存量的水平就越低。因此，政策制定者可以通过开展研发活动来提高经济增长率。

Smith（1972）建立了一个简单的污染物控制模型，研究了在一个竞争的、分散决策的经济体中，污染物累积的动态路径与均衡解。在模型中，消费后的产品除非被循环再利用，否则成为累积的废弃物存量，给消费者带来负效用。循环再利用与简单的丢弃相比，加重了消费者的负担，同样也给消费者带来负效用。研究表明，当循环再利用的私人成本远高于污染物的负效用时，循环再利用对私人和社会来说都是不经济的。反之，当循环再利用的私人成本远低于污染物的负效用时，所有的废弃物都将被循环再利用。处置成本的增加不会促进循环再利用行为。

与 Smith（1972）不同的是，Lusky（1976）的模型是建立在循环产品给消费者带来正效用基础上的。很多情况下，为了减少废弃物，需要在循环再利用与处置之间进行选择。而后者相对来说成本较低。例如，商业或家庭产生的废水会累积成污染存量，从而危害健康和使社区环境变差。减少废水污染存量的一种方法是建立排水系统（即进行处置），另一种方法是使用复杂和昂贵的技术，净化废水以达到可再利用的程度。当资源在生产产品、循环再利用与处置之间进行配置达到社会最优状态时，最优解要求消费者减少产品消费、增加对循环再利用产品的生产和消费。政府部门可以采用对产品消费征税，同时对循环再利用进行补贴，并保证处置成本能够得到弥补的方法，使自由竞争的经济恢复到社会最优状态。如果循环再利用的市场能够完美地运行，消费者在购买阶段就会考虑到废弃物出售给循环再利用企业的可能性，进而调整其对可循环再利用产品的需求量，而循环再利用企业也会在边际决策中考虑消费者出售的废弃物可循环利用程度对其生产成本的影响。因此，循环再利用的市场能够完美运行的情况下，政府无需干预循环再利用市场的运行，而只需考虑没有被循环再利用的那些污染物即可。当循环再利用市场尚未能真正有效运行时，政府的干预对减少污染就是必要的。

Huhtala（1999）的模型是建立在物质平衡关系基础上的，即所有从自然界中开采出来的资源最终都要以废物的形式返回到环境中去。因此，产出最后都要转化成两类形式存在：一部分是被当作流量的污染（pollution），另一部分是累积成存量的废弃物。流量的污染仅仅会降低资源的更新速度，存量的废弃物是目标函数的一部分，循环再利用可以减少废弃物的存量。Huhtala（1999）考察了在资源开采率与自然更新率、污染产生率与自然吸收率均达到平衡时的稳态经济是否是可持续的。通过循环再利用，稳态经济变得更加可持续。但是，最优定价策略必须同时考虑到循环再利用产品的正外部性，以及传统技术生产出来的产品对环境的负外部性。由于 Huhtala（1999）模型是建立在物质平衡关系基础上的，因此也得出一些有趣的政策结论。例如，如果只对传统技术生产出来的产品征税，不仅会降低消费者的效用，甚至有可能因为价格增加带来收入效应而减少对循环再利用产品的消费，除非同时对循环再利用产品进行补贴。进一步地说，当不同的污染物之间存在此消彼长关系时（如空气污染和固体废物堆积），环境政策就要考虑到这些污染物之间的相互影响问题。否则，如果忽略其他污染物的外部性，而仅纠正某类污染外部性的政策，从社会的角度看，可能导致一个更劣的结果。另一个值得关注的问题是稀缺资源的使用。尽管增加生物可降解性产品可以减缓废弃物累积进程，但却无助于解决资源稀缺性问题，但废弃材料的循环再利用可以降低资源的稀缺性。

在城市垃圾填埋能力有限的情况下，废弃物循环再利用可以作为废弃物处置的一种替代方法。Highfill and McAsey（2001）建立了一个最优控制模型，考察如何适当选择两种垃圾处理技术以达到代表性消费者的总效用最大化。该模型结果预测，所有的市政部门在计划期结束前都会引进循环再利用技术，除非是初始垃圾填埋场大得以至于能够容纳下计划期所产生的所有废弃物。一旦开始循环再利用，就会持续地进行下去，而且循环的数量会随收入的增加而增加。在其他条件不变的情况下，循环再利用的数量取决于初始填埋容量。在计划期结束时，足够小的初始填埋容量可能导致所有的废弃物都得到循环再利用。

Andre and Cerda（2001）认为，废弃物管理与循环再利用不是从消费后的那一个阶段开始的。事实上，在生产决策阶段，所产生的废弃物及循

环再利用的可能性就已经被决定了。例如，如果产品包含了复杂的成份，循环再利用在技术上就会增加难度。因此，循环再利用不仅仅是改变了废弃物的处置方式，还改变了生产的最优决策，进而改变了生产的技术结构以及生产集。为此，在处理循环再利用的技术特征时，Andre and Cerda（2001）构造了一个包含循环再利用的生产函数（Production and Recycling Function—PRF），以考察循环再利用对不同的投入原料之间的技术替代的影响。研究表明，产出增长路径仍然遵循 Keynes - Ramsey 规则，只不过资本的边际生产力被经过加权的自然资本边际生产力所代替。产出水平增长或下降由自然资本的边际生产力与折旧率之间的差异所决定。Andre and Cerda（2001）模型中两种投入资源分别是可更新资源和循环再利用资源，这两种资源投入比例取决于各自的边际增长率以及替代弹性。可循环利用资源的循环能力能够提高有效供给，短期内可以被密集使用，但在长期，只有密集使用可更新资源，生产才是可持续的。

在内生增长模型的框架下，Pittel 等人（2005）考察了分散决策的自由市场是否能够在循环再利用和原材料开采上达到社会最优的增长路径问题。他们发现，一系列的市场失灵导致分散决策的解偏离社会最优。这些市场失灵包括：缺乏未被利用的废弃物市场、资源开采企业和循环再利用企业不考虑其产出决策对未来可循环废弃物的影响等。为了纠正这些市场失灵，Pittel 等人建议应该为没有被循环的废弃物创建一个市场，并且对循环再利用和资源开采进行补贴。

2. 生产者责任延伸、产品设计激励与政策选择问题

生产者责任延伸主要针对的是固体废弃物的处理责任问题，它要求生产者必须承担产品使用完毕后的回收、再生或弃置责任。尽管生产者责任延伸在实施过程中主要表现为产品生命周期的最后一个阶段的管理问题——废弃物回收（take back），但其实质却是通过废弃物处置责任的配置来影响产品生命周期上游阶段的设计决策。从理论上说，如果要求生产者对其产品生命周期的环境影响负责，那么理性的生产者就有动机改变产品的设计决策以减少末端的处理成本，比如：考虑各种替代性的原材料、投入的减量化、增加产品的可循环性、易于拆卸等。因此，生产者担负废弃物处置责任实际上是一种激励机制，它试图通过对产品生命周期的下游阶段实施环境管制措施，从而达到在产品生命周期的源头阶段——产品设

计阶段——就控制废弃物产生的目的。正是基于上述原因，Rossman，Tojo and Lindhqvist（2006）将生产者责任延伸理解为包含了许多预防性环境政策工具（preventative environmental policies）的政策原则（policy principle），目的是对产品生命周期下游阶段的激励来改变上游的设计决策。这些政策主要包括押金—返还（diposit - refund）、单位定价（unit pricing）、预付费（ADF，Advanced disposal fee）等。

Tojo（2004）通过对日本和瑞典的 21 家制造商的访谈发现，生产者责任延伸的相关法律规定确实为这些电子电器设备企业以及汽车制造商，提供了具有环保意识的产品设计的激励。例如 NEC，Hitachi，Fujitsu，Matsushita 和 Sony 等电子产品制造商已经开始使用更易回收的镁合金代替电脑、电视的塑料外壳。NEC，Ricoh，Fujitsu 还采用模块化的设计以方便构件的再利用。Volvo 和 SAAB 等汽车制造商制定了需逐步淘汰材质的时间表，并且加强可拆卸和可循环设计。Tojo 通过对这些企业的访谈后指出，由于预料到欧盟生产者责任的相关立法会越来越严厉，企业开始有意识地超前考虑产品循环再利用问题。

Fullerton and Wu（1998）对促使厂商采取产品绿色设计方案的政策激励进行了开创性的研究。他们认为，能够影响产品设计的政策也能够影响产品的消费后处置，反之亦然。在包括了企业和消费者的一般均衡框架下，Fullerton and Wu 分别以 ρ（可循环性）和 θ（产品外包装数量，可以看作是减量化指标）代表厂商可选择的两个设计变量，证明了不同的市场失灵条件下如何选择政策工具使 ρ 和 θ 恢复社会最优水平。其结论主要包括：在循环再生利用市场失灵的情况下，对产品征税和对 ρ 进行补贴的政策组合可以恢复社会最优；而在循环再生利用市场和废弃物市场双双失灵的情况下，对 ρ 补贴、对 θ 和产品征税的政策组合可以恢复社会最优；在制造商产品回收（take - back）情况下，只须对产品征税即可，因为要求制造商回收自己的产品本身就可以激励制造商设计最优的 ρ 和 θ。但此政策结论由于忽略了交易成本导致其适用性令人怀疑，正如德国实施产品回收制度的实践所表明的那样，企业由于巨大的交易费用而通常向第三方付费代其回收并处置产品，因此产品税收的激励作用可能很弱。

Calcott and Walls（2000a，2000b）认为产品设计的可循环性是不可观测的变量，因此 Fullerton and Wu（1998）政策组合中的对 ρ 补贴不现实。

Calcott and Walls（2000a，2000b）指出，在循环再生利用市场失灵和 ρ 不可观测情况下，政策工具只能达到次优结果。具体地说，此时的政策工具是一个修正的押金－返还组合，即依据制造商产品是否被再生利用加工企业所回收而征税（deposit），同时对再生利用加工企业进行补贴（refund）。由于再生利用加工企业愿意回收的事实意味着制造商产品必须满足一个临界的可循环性，故这种征税方式实际上可以代替 Fullerton and Wu（1998）模型中对不可观测的 ρ 的补贴，同样起到对制造商产品设计的激励作用。由于观测制造商产品被再生利用加工企业回收的成本远远低于观测 ρ 的成本，Calcott and Walls（2000a，2000b）的政策组合比 Fullerton and Wu（1998）更易实施。

Fullerton and Wu（1998）、Calcott and Walls（2000a，2000b）的模型均是将再生利用市场（recycling market）做了简化处理。然而，现实中这类市场是存在交易费用的不完美市场。Calcott and Walls（2005）明确地将交易费用引入再生利用市场。他们发现，即使是一个不完美的再生利用市场也在影响产品设计中起到重要作用。因为提高产品的可循环利用水平减少了再生利用市场的生产成本，给回收加工企业带来了更大的价值，而该价值可以反映到制造商的产品价格中去，从而再生利用市场的存在可以为制造商生产更高可循环利用水平的产品提供激励。

Walls and Palmer（2001）考察了产品生命周期多种环境外部性情况下的政策选择问题。当所要处理的外部性不限于产品消费后产生的废弃物，而且同时包含制造商生产过程的污染排放时，既可以采用分别针对每种环境外部性的“单独”（piece－meal）治理方式，也可以采用面向整个生产系统的一体化治理方式。Walls and Palmer 发现，尽管对每种外部性都单独征收一个“庇古税”的“单独”治理方式是可行方案之一，但一体化的治理方式比“单独”治理方式更适合处理高监控成本的情况。一体化治理方式下的“政策药方”与“单独”治理方式一样虽然都包括税收或补贴，但产品生命周期下的最优外部性要考虑其全部影响，导致两者税收或补贴的规模却不同。

一些研究者对促进废物再利用政策的实施成本进行了估计。Sigman（1995）对能够促进铅的循环再利用政策进行了分析。这些政策分别是原料税、押金－返还、循环补贴以及再生铅的投入标准管制。他认为，成功

的政策必须同时兼顾鼓励铅的循环利用与减少铅的消费量。原料税与押金—返还是能够同时兼顾鼓励铅的循环利用与减少铅的消费量，因而符合“收益 - 成本”原则。而循环补贴是成本最高的政策，因为它减少了铅的价格从而鼓励了铅的消费。

Palmer 等人（1997）的模拟研究表明，若在 1990 年水平上将固体废弃物（包括铝、铁、玻璃、纸和塑料）排放量减少 10%，UCTS（upstream combined tax/subsidy，类似于押金 - 返还）方法所需成本为 MYM45，预付费制（advance disposal fees）为 MYM85，再生利用标准管制（recycled content stands）为 MYM98。

押金 - 返还通常被认为是一些消减特定固体废弃物的最优选择。但目前还没有针对不同种类的押金 - 返还制度或者不同种类的废弃物原料进行令人满意的管理成本评估。在押金 - 返还的征收环节上，Palmer 等人（1997）和 Fullerton and Wolverton（1999）建议应当将押金的收取和返还放在产品链的上游环节，而不应当将其放在最终产品的消费环节上收取。因为在产品的生产环节而不是零售环节执行押金 - 返还政策，可以显著降低政策执行过程的管理成本和交易成本。毕竟，与最终消费品的庞大数量比起来，在生产环节上受到政策影响的生产者及产品的数量要少得多。

也有一些学者对通过市场激励手段达到废弃物循环再利用目的持异议，他们认为基于“命令与控制”（Command and Control）式的政府直接干预与管制手段才是解决循环再利用问题的基础。Ackerman（1997）认为，由于无法为循环再利用的参与方的行为准确定价，自由市场导致各种激励措施失效。评价循环再利用问题准则也不能使用成本 - 收益分析。由于对环境产生有益影响，即使是成本（适度地）上升，循环再利用也是值得进行的。

3. *居民回收行为的研究*

理论上认为，如果要求居民承担其所产生的废弃物处理费用，居民就有激励购买包装较少、可循环再利用的产品，从而减少垃圾填埋数量。一些学者进行了这方面的实证研究，结果表明收取废弃物处理费用的激励效果有限。Seonghoon Hong（1999）检验了单位定价对韩国居民户固体废弃物排放与循环再利用的激励作用。对 3017 户居民的调查结果表明，对垃圾收集进行收费将会促使消费者将更多的废弃物循环再利用。然而，这种效

果因为居民户对废弃物进行源头消减而部分地得到抵消，导致对垃圾收集服务的需求价格弹性降低。这意味着除非有循环再利用的激励措施，当垃圾收集服务的价格上涨时，居民户对垃圾收集服务的需求不会降低很多。Salkie 等人（2001）对 Saskatchewan 地区居民进行废弃物处置收费的案例研究也同样表明，废弃物的填埋数量仅是略有减少。

回收是一项耗费时间和精力的工作，那些一贯坚持进行回收的居民一定对回收行为具有很强的认知信念或者社会责任感，能够将这种行为视作对环境的一种奉献，从而得到快乐和满足感。因此，Werner and Makela（1998）认为不能忽视居民对回收行为的态度。态度可以通过行为的认知转化（cognitive transformation of behavior）与行为发生联系，因此，过去有回收行为的居民比过去没有回收行为的居民更倾向于从事回收行为。

Darby and Obara（2005）研究了小型电子产品废弃物回收行为中，收入与回收行为的相关性。一方面低收入者因为交通不便而很少参与到回收计划中，另一方面，低收入者比高收入者更多地延长产品使用寿命，并且他们比高收入者更多倾向于将小型电子产品送去再利用而不是作为生活垃圾扔掉。此外，研究还表明对于其他资源（如废纸、塑料等）的回收行为习惯对小型电子产品废弃物的回收行为也有重要的溢出效应。

2.3 国内文献综述

1. 循环经济的基本问题（概念、内涵等）

诸大建（1998）是我国最早关注循环经济并将其概念引入中国的学者。他将循环经济看作是“一种善待地球的经济发展新模式”，其特征是“把经济活动组织成为‘自然资源—产品和用品—再生资源’的反馈流程”，从而使经济活动对自然环境的影响控制在尽可能小的程度。

尽管直到目前为止，国内尚未有得到官方或学术界一致认同的“循环经济”的定义，但将“循环经济”视为是建立在“3R”原则基础上的可持续经济增长模式的描述性定义还是得到大部分学者普遍认可的。例如曲格平（2002）认为，循环经济就是一种与环境和谐的经济发展模式，它本质上是一种生态经济，要求运用生态学规律来指导人类社会的经济活动。冯之俊（2004）也认为，循环经济是按照自然生态物质循环方式运行的经

济模式。

吴季松（2006）认为，循环经济模式是后工业化经济模式，因此，只是工业化经济模式的后期变化，不能说是一种全新的经济模式。但是，循环经济却是转变经济增长方式、解决我国经济发展问题的重要途径。

叶文虎（2006）着重强调了循环经济的“经济”特性。他指出，循环经济的具体形式将因各国的社会制度、自然地理条件、文化传统、生活习俗的不同而有所不同，但共同的则是，既要重视物质的环状（不是封闭）流动，更要重视经济利益。

徐嵩龄（2004）对循环经济的各种流行概念提出了不同看法。他从“循环”在解决资源环境问题的技术途径中的位置、“循环经济”在我国经济—环境战略中的地位、我国实施循环经济的优先性问题等三个角度对循环经济进行了定位。

2. *循环经济的运行机制*

吴浩梅和钟晓青（2007）认为，目前再生资源回收利用问题多集中在研究企业内部的循环利用，或是对于怎么促进消费终端的消费者进行回收，而对于再生资源产业链中的使用再生品的企业的行为研究比较缺乏。因此有必要分析再生品利用这一生产环节中存在的困难是什么，探讨再生品的市场需求构成是怎样的，影响企业使用再生品的因素是什么，以及这些因素是怎么作用于再生品市场的。陈海威（2007）探讨了影响我国再制造产业发展的长期滞后、行业整体缺乏竞争力、产业政策不健全、产业准入壁垒高、技术创新体系不完善等问题，提出完善法律体系、加强产业监管和完善科技政策三方面的政策建议。

杨忠直（2007）构造了一个新产品与再使用产品的市场选择模型，分析了再使用产品降价、新产品供给限制和凭票购买等经济政策对均衡解的影响。研究发现只有降价政策能促进再使用产品的购买，提高社会效用；新产品供给限制和凭票购买政策虽然能够促进再使用产品的购买，但社会效用会下降。分析中发现，与经典 Slutsky 方程不同，再使用产品降价政策产生的 Slutsky 效应是由使用者选择的内部 Slutsky 效应和再使用产品与新产品的市场替代的外部 Slut sky 效应组成。

杨忠直和孙皓辰（2006）对企业的减量化机制进行了分析。他们指出，生产过程中要提高资源的利用效率，必须加强技术创新和调整资源

（尤其是稀缺的不可再生资源）的价格；在消费过程中要提高产品的利用效率，必须促进改变人们的消费偏好和调整来自稀缺资源生产的产品价格。可见价格不仅是市场均衡的桥梁，而且是调控资源利用效率的重要工具。

施中云（2006）利用协调博弈模型分析了企业间发展循环经济的相互作用关系。作为在循环经济发展中起主导作用的政府，可以在不运用任何行政手段的情况下，充当企业行为的调解人，帮助企业共享信息。这样，政府制定循环经济发展规划，并向企业推荐行动，只要推荐行动满足策略激励约束，就可以有效地促进循环经济的发展。在考虑风险因素的情况下，企业协调博弈虽然不能有效地降低风险，提高博弈的期望支付，但政府可以运用其他手段降低合作风险以促进循环经济发展。所以政府淘汰过时技术、控制污染、制定循环经济发展规划、积极促进生态工业园建设和资助循环技术的研究等都可以降低风险，从而促进循环经济的发展。

王兆华、武春友（2002a）对“自主实体共生”与“复合实体共生”两种工业共生模式进行了比较。通过比较，他们认为“自主实体共生”的参与者合作是建立在有较好的经济利益的基础上，但系统的安全性与稳定性较差。而“复合实体共生”则是恰恰相反。最为理想的模式就是将二者结合起来，取长补短，既鼓励各企业积极寻找共生伙伴，同时也需要管理者和协调者从总体上对整个共生系统进行规划，实现该共生系统健康、持续发展。在王兆华、武春友（2002b）的另一篇文献中，他们运用交易费用理论对工业共生行为进行了研究，试图揭示工业共生的机理。他们认为，降低交易成本使具有副产品交易意向的企业形成工业共生网络成为可能。沈石钰（2007），朱睿（2006）等人还对生态工业园内工业共生网络的结构与稳定性进行了研究。

3．循环经济的评价与分析方法

安小会（2004）建立了循环经济系统评价指标的层次结构模型，并应用基于系统生命周期的模糊层次分析法，对循环经济系统进行了可持续发展满意度的评价。在评价指标基础上，对循环经济预警系统的涵义、构成、预警衡量与评价及其组织体系进行了研究。

郭彬（2005）借鉴可持续发展的评价理论和方法，结合我国循环经济发展的特点，建立了3层25个指标的循环经济评价指标体系，设计了循环

经济模糊综合评价模型，并运用该模型方法对我国的直辖市展开了循环经济评价的实证研究。

雷学勤（2006）研究如何将循环经济理念引入区域环境影响的评价中，从而建立一套较完整的贯穿循环经济理念的区域环境影响评价理论体系。钟太洋等（2006）对区域循环经济的发展状况进行了评价。他们设计了区域循环经济发展评价的总体框架，以"活动—压力—反应—绩效"为分析方法，描述性评价与综合性评价相结合，探讨了区域循环经济发展评价指标选择的原则，并以此为依据选择了区域循环经济发展评价的指标体系。然后根据所设计的循环经济发展评价框架与思路，对江苏省循环经济进行了描述评价和综合评价。

在循环经济的评价方法上，主要包括：基于工业生态效率的评价（周国梅等，2003）、基于物质流分析的评价（孙启宏等，2006）、基于环境效率的评价（戴玉才，小柳秀明，2005）、面向循环经济多指标综合评价与系统评价（牟向阳，2005）等。

4．*循环经济发展的企业策略、激励措施与发展战略*

赵晓敏、冯之浚与黄培清（2004）从企业策略角度分析了中国电子制造业企业如何应对欧盟的WEEE指令。他们认为，欧盟颁布的WEEE指令给我国企业带来了管理变革的挑战，我国电子制造业企业必须加强对电子废弃物的闭环供应链管理，具体措施可包括：从生命周期的角度进行产品再设计、积极致力于环境采购、确定逆向回收渠道的参与者、建立完善的信息系统等。

宝艳园和王积超（2006）论述了循环经济的经济激励机制与非经济激励机制；李娅（2006）考察了国内外发展循环经济的财税激励机制，提出了我国发展循环经济的相关制度安排；黄海峰等（2005）从建立绿色投资体系角度分析了推进循环经济发展的举措。

孙承泳与周景博（2007）从制度创新的角度出发，提出了循环经济制度创新的关键在于经济机制创新，并从资源定价、环境资源产权界定、生态补偿、绿色会计和核算制度等方面探讨了有关制度创新的具体内容，并对循环经济制度创新的未来发展方向进行了展望。郝家龙和翟纯红（2006）总结了国内外循环经济的实践经验，探讨了（煤炭）资源型城市发展循环经济的战略。孙启宏等（2006）从国家发展战略的角度，初步研

究了我国循环经济的资源循环目标及其环境影响，循环经济的法律法规、政策支撑体系，发展循环经济的优先领域、推进机制和发展模式等。

2.4 欧盟的“生产者责任延伸”实践

1. WEEE 指令开展情况

欧盟的生产者责任延伸制度（Extended Producer Responsibility—EPR）是一种针对产品的责任制度。目前生产者责任延伸主要集中在废弃电子电气设备的回收（WEEE 指令，Wasted Electrical and Electronic Equipment）、某些有害物质限制使用（RoHS 指令，Restriction of the use of certain hazardous substances in Electrical and Electronic Equipment），以及一些成员国家对一些产品的回收规定上。

WEEE 指令自 2003 年 2 月 13 日起成为欧盟范围内的正式法律，并制定了 WEEE 履行时间表（见图 2－4）。根据 WEEE 指令，自 2005 年 8 月 13 日起，欧盟市场上流通的电子电气设备的生产商必须在法律意义上承担起支付自己废旧产品回收费用的责任。于该日期起，投放市场的产品视为新产品，并加贴识别标志。欧盟各成员国有义务制定自己的电子电气产品回收计划，并建立相应的配套回收设施，以方便电子电气产品的最终用户能够方便并且免费处理废旧设备。欧盟为废旧电子电气设备的回收设立了强制性的指标，规定到 2006 年 12 月 31 日欧盟成员国应确保每个家庭年收集完报废电子电气设备量至少达到人均 4kg。欧盟于 2008 年 12 月 31 日欧

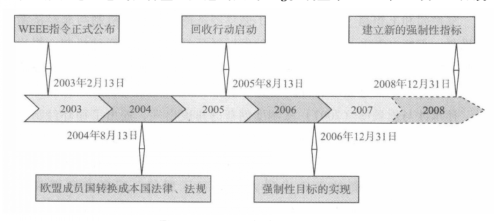


图 2－4　WEEE 指令履行时间表

洲议会和理事会在收到欧盟委员会建议并考虑了成员国的技术和经济经验后，建立了一个新的强制性目标。

表 2-1　2006 年产品组的回收率、再利用率的目标

产品组	回收率（%）	再利用率（%）	产品组	回收率（%）	再利用率（%）
大型家电	80	75	电动工具	70	50
小型家电	70	50	玩具、体闲运动	70	50
IT 及通讯设备	75	65	医疗设备	2008. 12. 31 确定目标值	2008. 12. 31 确定目标值
用户设备	75	65	监控设备	70	50
照明设备	70	50	自动售货机	80	75

WEEE 指令的目的在于提高废旧电子电气产品的回收率及再循环率，从而降低最终处理的电子废弃物的数量，以此减少对环境的污染，提高对自然资源的利用率。同时，欧盟有关专家还认为，WEEE 指令的实施将迫使电子电气设备生产商加快环保绿色产品的研发、设计和产业化生产。由于指令在法律上不能直接适用于各成员国内部，欧盟的指令一般仅涉及框架性或目标性规定，至于在框架规定进一步的规范与达成指令目标的措施或手段选择上，往往给予各成员国相当大的空间。如果把欧盟 WEEE 指令和成员国 WEEE 指令分别视为整体性法令和区域性法令，则这两级法令的制定与实施具有相互影响、相互促进的作用。先行的区域性法令为整体性法令提供了参考和基础，使得整体性法令更加完整、科学、有效，而整体性法令又为区域性法令的顺利实施提供了公平环境与保障。

2. 荷兰的 WEEE 实践

欧盟关于废旧电子电气设备指令颁布之前，部分成员国就已经建立了废弃电气电子设备的 EPR 体系。荷兰早于 1998 年 6 月 1 日就已经完成了立法工作，也是欧盟成员国当中第一个完成 WEEE 管制之相关立法的国家。依据规定，零售商负责从消费者手中收集废旧电气和电子产品，然后生产商从零售商那里运输、回收再利用。市政部门与企业共同决定回收再利用率，这一再利用率通常依产品而异，从电冰箱的 75% 到小型电气产品的 45% 不等。法律允许对产品循环再利用成本进行“前置收费”（up - front fee），情况见表 2-2。每件产品收取的费用 1 欧元～17 欧元不等。

在荷兰废弃电气电子设备指令的规范架构下，废弃电气电子设备的收集属于地方政府与零售商的任务，生产商并未直接参与其中，而通过由中介组织来完成任务。该中介组织由生产商共同拥有。在旧家电与小型家电方面，中介组织 NVMP（Nederlands Vereniging Metalektro Producten）来完成前置收费，并代替生产商来完成收集与再循环过程。废旧计算机的收集与再循环则是由计算机生产商和进口商组成的中介组织 ICT Milieu 来进行的，但并非采用了前置收费方式来补偿循环再利用所需成本，而是由生产商和进口商支付费用。

表 2－2　荷兰对废弃电气电子设备征收费用的标准

类别	总成本（欧元/公斤）			NVPM 标准
	最低	最高	平均	
大型家电	0.20	0.42	0.31	0.30
含 CFC 制冷设备	0.61	1.28	0.86	0.61
小型家电	0.42	0.55	0.52	0.42！
信息与通讯设备	0.42	0.77	0.59	
电脑显示器	0.63	0.79	0.73	
消费型电器（TV 之外）	0.42	0.77	0.63	0.42！
电视机	0.62	0.79	0.69	0.62！
照明设备		0.88		
电动工具	0.42	0.55	0.50	0.42！
玩具、休闲与体育设备	0.42	0.74	0.63	0.42！
医疗设备	0.36	0.72	0.54	
自动售货机		0.42		

注："！"表示最高值

透过 NVPM 等中介组织的运作，荷兰发展出一套对于生产商而言较为简单的废弃物回收再利用体系，亦即生产商仅须登记注册，并说明有多少电气电子产品在荷兰境内上市。生产商无需为废弃物之清理提供财务上的担保，因为所需资金来源于对消费者的前置收费。在 NVMP 体系之下，生产商仅须对环保署负报告义务，亦即生产商必须对环保署报告其对于再利用规定的遵守情形。至于实际生产商的废弃物清理义务，在其加入 NVMP

体系之后，则由该体系承担实际的运输、再利用义务。NVMP 体系必须接受由独立鉴定人对其进行的年审，此外加入 NVMP 体系的生产商亦必须由独立鉴定人对其撰写的年度报告进行审查，并且取得该鉴定人的认证。同时在 NVMP 体系与所属的产品生产商间也存在一套监督制度，NVMP 体系必须每三个月向生产商进行一次报告，以掌握废弃物进出该体系的情况。

消费者在购买新电子产品时，可以通过一比一的方式将废弃的旧电子产品交给零售商。但由于面临库存的难题以及处理各种类型旧电子产品的高额成本，如果消费者放弃将旧电子产品交还给零售商（而是自己送到地方政府所设置的收集点），荷兰零售商会给消费者一定的折扣。因此，大约有 80% 的旧电子产品是由市政部门回收的，而其余 20% 才是由零售商回收的。

从 1999 起，荷兰的废旧电气电子设备人均收集量每年逐渐增加，2001 年就已经达到人均 4.66kg，超过欧盟 WEEE 指令设置的人均 4kg 的标准。从 2005 年起，荷兰开始移植欧盟的 WEEE 指令，原有的零售商回收和市政部门免费处理废弃物的规定不变，但欧盟 EPR 制度的基本原则是终端使用者不承担回收再利用成本，因此，对消费者的前置收费将改为生产商需承担相应的成本。尽管荷兰目前新的 WEEE 管制规定的基本原则是单个生产商为其产品负责，但中介组织仍会继续作为生产商的代表而进行废弃物的回收、运输和再利用。重要的是，中介组织将如何为其所提供的服务向生产商收费。NVPM 目前是按照产品种类来收费，而不是按照品牌来收费，生产商的责任是以产品重量为基础的，而不是根据其产品生命周期结束时的管理成本，这些都是荷兰 WEEE 管理未来需进一步解决的问题。

3. 德国 Elektro G 的运作

德国于 2004 年 7 月 9 日提出电气电子产品销售、收回及环保清理法，即 Elektro G 草案，并于 2005 年 1 月生效。该法分两阶段生效：第一阶段主要涉及管理单位的设置与公共权利的授予，此部分于 2005 年 3 月 24 日生效。第二阶段主要是关于再利用的规定，也已于 2005 年 8 月 13 日生效。整体而言，Elektro G 的所有条文已于 2006 年底全面适用于德国。

作为 WEEE 指令的转换法，Elektro G 对于相关产品的生产商、零售商以及进口商课予更严格的产品责任。简单而言，无论废弃电气电子设备是一般家庭还是企业所产生，生产商都必须以自己的成本负责收集以及后续

的清理工作。同时为了确保电气电子产品相关废弃物的清理义务不至于因为生产商的破产或财务困难而又转移给公共部门，生产商必须提出相关的财务担保。此外，亦限制生产商使用例如铅或汞等毒性物质作为电子电机产品之零组件，除非是并无更适合之材质可供使用。

Elektro G 的规范重点除了生产商外，还包括了主管机关与同业公会，它们肩负着贯彻 Elektro G 的任务。“同业公会”由生产商共同组成，是注册的财团法人。任何欲销售 Elektro G 所规范的零售商都必须向同业公会办理注册登记。依据 Elektro G 的设计，生产商的财务担保义务仅仅适用于以一般家庭消费者为对象的产品；换言之，倘若产品生产商可以证明其产品仅仅以非一般家庭消费者为销售对象时，则可以免除财务担保。同时，此类产品生产商必须依 Elektro G 规定，在产品上张贴明确标示，其目的在于避免“搭便车”行为。“搭便车”现象不仅会对于其他履行相关义务的生产商造成不公平竞争，甚至可能产生“向下竞争”效应，而鼓励更多企业逃脱法律义务的约束。

在生产商清理义务方面，生产商必须在各地方的收集点设置废弃产品收容器，并且在满载时负责前往清运，进一步依据 Elektro G 第 10 条第 2 项至第 12 条的规定进行前置处理、再使用、再利用以及最终处置。依据 Elektro G 的规范模式，生产商必须自行组织前置处理、再使用、再利用以及最终处置。在前置处理方面，必须遵守特定的环境标准，例如对废弃物的再使用性检验、液态物质必须排出于废弃物之外、毒性物质与零组件不得混入其他废弃物以及必须依据一定的标准进行相关作业。在进一步的循环利用方面，则必须遵守具体的再使用率与再利用率。

必须注意的是，倘若产品是以非一般家庭消费为对象，而是以产业为对象时，原则上生产商也必须负责相关之废弃物清理义务，但是 Elektro G 也考虑到 Business to Business（亦即所谓 B2B 关系）之特殊性，在第 10 条第 2 项另有相关规定。

产品生产商有义务共同设置一个同业公会，该组织负责调查个别产品生产商的废弃物清运量，并且对于所有生产商在清运义务方面的时间次数与区域范围上的分配进行协调。该组织进一步负责将销售至市面的电气电子产品、已收回的相关废弃物以及已进行再利用情况等加以统计，并将相关数据报告国家主管机关。换言之，Elektro G 在相当范围内利用团体自律

方式，来协助整个废弃物管理制度运作。这种组织简化的作法不仅符合德国近 10 年来致力追求的行政组织简化目标，同时也符合欧盟近年来贯彻以污染者负责的方式以减少国家补贴或成本干预的要求。

在德国，废弃物清理原本是各地方政府的事项，各地方政府可视当地条件通过各种公法组织形式来履行废弃物清理任务，这就是所谓的“废弃物清理公法组织”。在 Elektro G 实施后，各废弃物清理公法组织为配合该法所涵盖的废电子电气产品的收集，必须提供适当的收集点。根据 Elektro G 规定，从最终使用者的废弃电子电气产品交付至收集点时，必须依据产品类型进行分类。只要是 Elektro G 所涵盖的电气电子产品，消费者必须以无偿的方式就近交给废弃物清理公法组织处置。此外，透过 Elektro G 规定的注册登记制度，消费者在交付废弃物处理方面不至于被变相地加诸额外的费用，这对最终使用者能否愿意将废弃物交付到法定的收集场所具有重要的意义。

Elektro G 带来的新格局是，生产商对于其产品必须负起更多的责任。这不仅是指其产品相关废弃物的清理责任，而是更进一步地，国家通过 Elektro G 将部分公权力行使委予行业本身，行业必须通过共同组成的组织自我管理。相反地，国家则是谨守在监督法律义务人是否违反法律的任务范围。除此之外，鉴于环境保护任务涉及专业性与多元性，因此国家与社会力量协力合作不可或缺。因此，Elektro G 在废电子电机产品的收集与再利用工作上，是通过生产商、地方政府与废弃物清理业者协力合作的方式来完成的。对于德国未来废弃物的法制建构而言，该法获得前瞻性的评价。

2.5　美国废弃物的再循环利用

从 1969 年《国家环境政策法案》开始，美国联邦政府就将污染预防纳入美国环境立法。1990 年，美国国会通过了《污染预防法案》，该法案明确将污染预防列为污染预防的第一目标等级，废物再循环列为第二目标等级，处理与处置分列第三、四目标等级。这种目标的等级如图 2 - 5 所示。污染预防法案将再循环列为第二目标，这引发一些争议，因为有人认为再循环是污染预防的一种解决途径。但由于再循环仅仅是延迟废物处置，所以再循环并不是真正的预防措施。例外的是工艺流程内再循环，它允许物质在同一工艺流程内重复使用（斯科特·卡兰等，2006）。

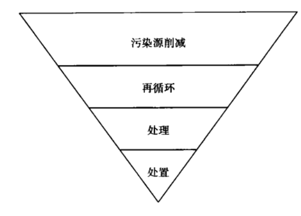


图 2-5 美国污染预防等级

预计到环境立法与污染预防的发展趋势，一些有远见的企业开始采取更积极的措施，而不仅仅是遵守环境立法的规定。美国最先使用污染预防的企业之一——3M 公司，于 1975 年发布了自己的污染预防计划。3M 公司的大部分策略都是以技术改进为基础，如产品再生、工艺修正，设备重新设计和转售回收废物。

美国废弃物的循环再利用实践有不同于欧盟的特点。第一，只有产品责任而无生产者责任。第二，城市生活固体废弃物循环问题被高度重视。第三，废弃物循环再利用的相关管制措施主要体现在州政府的立法上，各州通过自己的立法满足联邦要求。

1. 强调产品责任

1996 年 5 月，克林顿总统签署了《含汞可充电电池管理法规》，该法规开创了关于镍镉可充电电池的一套全国资源回收系统。这是延伸产品责任的一个例子，但美国并没有一个类似于欧洲的对制造商生产者责任延伸的正式制度。而且在废弃物的回收上，美国更强调生产者以及与产品制造、流通和使用各环节有关的各方都要对产品的处置和环境影响负责。

1996 年美国可持续发展总统会议（PCSD）就延伸生产者责任进行了修订，改为“延伸产品责任”，并对 EPR 的概念从宽解释，主张应将产品链各阶段所产生的环境冲击由政府、消费者和生产者共同分担。美国的 EPR 定义比欧盟更宽泛，将 EPR 中的 P 由生产者（Producer）修订为产品（Product）。虽然美国也建立起了 EPR 制度，但它是唯一没有国家 EPR 政

策的发达国家。美国的 EPR 制度实施十分注重市场自发的力量，依靠企业的自愿行动，用创新理念鼓励企业发挥自身的竞争优势（李桂林，2007）。例如，IBM 公司有偿从个人和小企业回收任何品牌的计算机，消费者必须将自己的计算机包装好送往指定回收公司。回收公司将可用的计算机通过一家非盈利机构捐献出去，不可再用的废弃计算机则进行回收材料处理。

2. 针对生活废物循环利用的激励

在 20 世纪 80 年代后期，美国各级政府的政策制定者和官员对城镇固体废弃物问题给予重点关注。当时美国城镇固体废弃物的数量在上升，由于地方上的反对，许多垃圾填埋场正在关闭，新的垃圾填埋场和焚化设施建设的选址变得越来越困难。再加上环境保护主义在普通公众之中抬头，这些因素提升了公众对废弃物循环再利用项目的兴趣，特别是生活废弃物的循环利用。各级政府的政策选择包括以下这些方面：利用税收来阻止对原生材料的使用；利用补贴并发布命令来鼓励和要求进行废弃物的循环利用；针对饮料容器、电池和其他商品的押金－返还制度；预付的处理费用，这相当于对消费品征税；类似于“生产者责任延伸”的“产品责任延伸”（莫莉・K. 麦考利等，2006）。

押金－返还是一项针对居民家庭所产生固体废弃物循环再利用的重要制度。押金－返还是对不适当处置产生的潜在危害提前收费，如果消费者采取措施避免危害，政府在产品循环结束时将偿还其所缴纳的保证金。1994 年，众议院提出一项关于押金－返还制度的议案，即《全国饮料容器重复使用和回收法案》。这个议案要求饮料容器回收率达不到 70% 的州对所有瓶子和易拉罐收取 10 美分的押金。押金－返还这个创新的经济手段已经得到一致赞同，目前押金－返还主要针对饮料容器和铅酸电池，各州的实施情况见表 2－3。俄勒冈第一个颁布了瓶装法案，据报道，在该法案通过后的两年时间，乱扔垃圾的现象减少了 75% ～85%。根据密歇根的统计，在保证金计划实施第一年饮料包装的回收率就高达 95%。

表 2－3　一些州实施押金—返还的情况

州	产品	保证金
亚利桑那	电池	5.00 美元
阿肯色	电池	10.00 美元

续表

州	产品	保证金
加利福尼亚	饮料	24 盎司以下 0.025 美元 24 盎司以上 0.05 美元
康涅狄格	电池 饮料	5.00 美元 最低 0.05 美元
特拉华	饮料	0.05 美元
依阿华	饮料	0.05 美元
缅因	电池 饮料	10 美元 0.05 美元 ~0.15 美元
马萨诸塞	饮料	0.05 美元
密歇根	饮料	0.05 美元 ~0.10 美元
纽约	饮料	0.05 美元
俄勒冈	饮料	0.03 美元 ~0.05 美元
佛蒙特	饮料	0.05 美元 ~0.15 美元
华盛顿	电池	最低 5.00 美元

资料来源：斯科特·卡兰等（2006）

3．针对企业的激励：政府采购与再循环补贴

1991 年 10 月，乔治·布什总统签署了 12780 号行政命令——联邦再循环和采购政策。该政策要求所有的联邦部门逐步增加他们的再循环努力，鼓励再循环产品市场的发展。1993 年 10 月，克林顿总统签署了美国 12873 号行政命令，即“联邦机构纸张购买、回收与废弃物防止”命令，该行政命令要求联邦机构只能购买可回收的复印纸，再生纸比例不低于 20%。该行政命令最后被 13101 号行政命令取代，13101 号行政命令将再生纸比例提高到 30%。

在美国，最常用的补贴形式是对诸如公共处理设施等项目提供联邦资助。联邦补贴还用于促进使用污染控制设备、鼓励使用和开发清洁燃料以及排污量较低的交通工具。联邦补贴的形式有很多，如拨款、折扣和税收宽减。在州级水平上，环境补贴的主要应用是通过税收激励再循环活动。表 2-4 是美国一些州政府环境补贴要览。

表 2－4　美国再循环项目的州政府补贴

州	税收激励
加利福尼亚	对制造再循环产品的设备实行税收宽减 使用再循环材料进行生产的企业可以发行债券
科罗拉多	对塑料再循环技术投资宽减所得税
佛罗里达	1988 年 7 月 1 日以后购买的再循环设备减免销售税 减免税收鼓励把再循环物质从集散中心运输到处理厂
伊利诺伊	减免再循环设备的销售税
印第安纳	对用于再循环生产的建筑、设备和土地实行财产税减免
依阿华	减免销售税
肯塔基	对再循环行业减免财产税
缅因	对再循环设备宽减 30% 税 对市政当局运输废金属给予补贴
马里兰	对使用废油燃烧取暖以及购买、安装重复利用氟利昂的设备的支出免征所得税
新泽西	对再循环机动车和设备宽减 50% 的税 购买再循环设备减免 6% 的税
北卡罗来纳	对再循环设备和设施同时减免所得税和销售税
俄勒冈	对再循环设备和设施宽减所得税 对用于收集、运输和回收塑料的设备和机器实行税收特殊宽减
得克萨斯	对淤泥再循环公司免税
犹他	向重新使用旧轮胎或焚烧旧轮胎作为能源的厂商提供每吨 21 美元的补贴
弗吉尼亚	对处理对再循环材料的设备减免 10% 的税
华盛顿	对运输回收物质的机动车减免机动车管理费
威斯康星	对减少废物和再循环设备减免销售税 对某些设备减免财产税

资料来源：斯科特·卡兰等（2006）

4．公众意识的培养

实施循环经济不仅需要政府和企业的参与，更重要的是提高公众的参与意识。美国十分重视运用各种手段宣传循环经济，美国环保局与全国物质循环利用联合会专门开设网点，宣传有关再生物质的知识，并把每年的 11 月 15 日定为“美国回收利用日”。公众对于垃圾处理和回收等有任何问题，都可拨打“311”热线得到答复（佚名，2005）。

2.6 日本的循环型社会

日本在二战后接受了欧美的纺织工业、造船工业及钢铁工业等产业转移，由此走上了发展的快车道。但随着经济的快速发展，日本的环境污染问题和资源紧张问题逐渐暴露出来，迫使日本加快了产业调整和升级的步伐。进入20世纪80年代以来，为从根本上解决资源与环境问题，日本引入了循环经济理念。日本国际贸易工业部工业结构委员会在1999年7月发布了一份《循环经济规划》的报告，这份报告认为，为了同时取得环境保护与经济的可持续发展，必须建立起“一种循环型经济体系”，以便将环境保护与节约资源融合到经济活动的各个层面。2000年被命名为日本“资源循环型社会元年”。

1．推进循环型社会的法律建设与制度建设

日本是世界上目前为循环经济立法最完备的国家，也是资源循环利用率最高的国家。它的循环经济立法模式在立法体系上更有规划，先有总体性的再生利用法，再向循环经济具体领域层层推进，采取了基本法统率综合法和专项法的三层模式。第一层次是基本法，即《建立循环型社会基本法》。它是调整循环经济的基本法，处于循环经济立法的核心地位。在这部法律中，建立“循环社会”的概念被明确提出来了。第二层次是综合法，主要包括《废弃物处理法》和《资源有效利用促进法》两部法律。《资源有效利用促进法》进一步明确了将回收再利用作为有效利用资源的主要手段。第三层次是专门法，包括《容器和包装物的分类收集与循环法》、《特种家用机器循环法》、《建筑材料循环法》、《可循环性食品资源循环法》、《绿色采购法》、《车辆再生法》等六部法律。这些法律专门为特定产品的回收再利用设定了操作标准。

表2-5 日本循环经济的法律体系

法律层次	法律名称	制定时间
基本法	《建立循环型社会基本法》	2000年
综合法	《废弃物处理法》	1970年

续表

法律层次	法律名称	制定时间
	《资源有效利用促进法》	1991 年
专项法	《容器和包装物的分类收集与循环法》	1995 年
	《特种家用机器循环法》	1998 年
	《建筑材料循环法》	2000 年
	《可循环性食品资源循环法》	2000 年
	《绿色采购法》	2000 年
	《多氯联苯废弃物妥善处理特别措施法》	2001 年
	《车辆再生法》	2002 年

在制度建设上，明确了国家、地方政府、企业和公众各自需分担的责任。为了建立循环型社会，必须使国家、地方政府、企业和公众在合理承担各自责任的前提下采取必要措施，并使其公平合理地负担采取措施所需的费用。国家和地方政府承担的是一种制定政策措施的责任，并不是具体的法律责任规定。而企业与公众的责任则规定的较为详尽。企业责任更确切地说是一种生产者责任。在企业责任中贯彻了环境法的预防为主、防治综合、综合治理、污染者负担责任、合理利用自然资源的原则。要求企业在经营中采取必要措施，抑制原材料、产品和容器变成废弃物；当它们成为可循环资源时，由企业负担费用进行适当的循环；当其不能循环使用时进行适当处置。另外，在企业的责任上，《建立循环型社会基本法》与各专项法相衔接，《特种家用机器循环法》、《建筑材料循环法》等法律中还具体规定了企业的义务和违反这些义务的行政处罚。公众的责任是要抑制产品变成废弃物，尽量循环使用，并适当处置废弃产品。当然这更多是民事主体对自己的物的处置，若无强行法的禁止性规定，民众享有处分自己财物的自由。因而与其说是民众的责任，不如说是法律对民众的一种号召。因为大多数消费品已经课征了环境保护税（董慧凝，2006）。

由国家承担促进建立循环型社会的科技发展的任务，包括制定与完善可循环资源的循环和处置造成环境负荷程度的评价方法，研究开发抑制产品变成废弃物的技术，以及对可循环资源进行适当循环和处置的技术。循环型社会的建立还需要得到企业和公众的理解与配合，国家也需采取必要措施，就建立循环型社会的相关知识，促进宣传、教育和学习。

日本政府鼓励民间团体自愿活动，加强国际协调与合作。日本的环境保护民间自愿性团体很多，为争取民众环境权做出了巨大贡献。《建立循环型社会基本法》鼓励民间团体的包括回收可循环资源、转让或交换可循环资源，对已经成为可循环资源的产品和容器进行有利于其循环和处置的标志等自愿活动，并且国家为其提供包括可循环资源产生、循环和处置状况的信息。另外，日本受地理状况、资源的限制，经济与环境协调发展受到制约，与其他国家和国际组织之间的合作就很必要。这部法律也专门对此做出规定。

2. 生态园的建设

生态园项目（eco－town）始建于 1997 年，它是由当时的日本通商产业省以及厚生省共同创建（机构调整后由经济产业省和环境省两个部门共同批准建设）。生态园项目是在“零排放”的基础上开展的，是循环经济 3R 原则的延伸。该理念是通过将废物处理后重新用于生产和生活中，最大限度地将其作为其他行业的原材料，从而使最终的废物产生量为零。生态园事业有两个目标：一是利用各地区的产业能力来促进环保产业，特别是废物处理和资源化产业的发展，从而激活地区经济的创新发展；二是在地方政府、企业、公众之间建立一个经济社会和环境协调发展的完整体系，从而在一个指定地区率先实现循环型社会的建设目标。

地方政府在申请生态园建设时，必须提交《生态园建设规划》及推进计划书。《生态园建设规划》必须有独特性和创新性，可作为其他地区的范例；同时还要具有可实施性和可操作性；要有利于从源头控制废物产生，在处理过程中减小废物的量，促进资源的有效利用。生态园规划被批准后，国家相关政府部门会提供两种形式的补助金：一是生态园建设“软”补助金（循环型荡然无存复兴事业补助费）；二是生态园建设“硬”补助金（循环型荡然无存复兴设施建设事业补助费）。“软”补助金主要包括为编制规划进行的调研及规划编制费用，展示样本产品和技术所需费用，为相关产业和市民提供信息所需费用等。金额约为生态园项目所需费用的一半。“硬”补助金主要支持促进静脉产业发展所购买的设备和建设厂房等项目，补助金额约为循环利用设备和项目建设总经费的 1/3～1/2。生态园计划又分为硬件建设计划和软件建设计划，企业作为硬件建设计划的主要资金提供者，地方政府管理部门的补助金同时用于硬件建设计划和软件建设计划，市民参与也是软件建设

计划的重要组成部分（见图 2-6）。

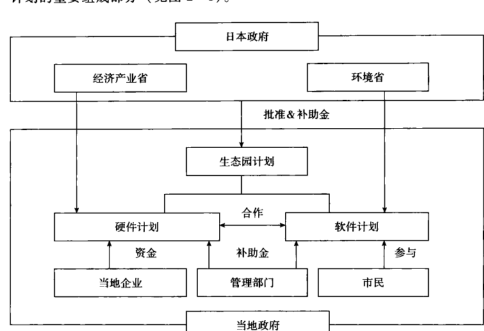


图 2-6　日本生态园项目实施建设流程

资料来源：王军（2007）

近 10 年的实践结果表明，日本发展生态园不仅成为解决当地环境问题的主要途径，而且已成为当地的新经济增长点，受到各地方政府的积极响应和大力支持。同时由于此项工作由环境省直接负责审批和监督，确保了环境安全这个前提，从而促进了生态园项目的建设，其基本情况及地域分布见下表 2-6。

表 2-6　日本 26 个生态园的基本情况

批准时间	园区所在地	静脉产业方面的主要项目内容
1997 年	长野县饭田市	PET 瓶、废纸
	川崎市	PET 瓶、废塑料
	北九州市	PET 瓶、家电、办公设备、汽车、荧光灯管、废木材、废塑料
	岐阜县	PET 瓶、废轮胎、废塑料

续表

批准时间	园区所在地	静脉产业方面的主要项目内容
1998 年	福冈县大牟田市	RDF 发电设施
	札幌市	PET 瓶、废塑料
	千叶市	生态水泥、熔融、沼气发酵
1999 年	秋田县	家电、有色金属、废塑料
	宫城县莺泽町	家电
2000 年	北海道	家电、纸制容器包装
	广岛县	RDF、灰渣、聚酯混纺废旧衣料品
	高知县高知市	泡沫聚苯乙烯
	熊本县水俣市	废瓶、废塑料
2001 年	山口县	垃圾焚烧灰用作水泥原料
	香川县直岛町	熔融灰渣再资源化、废旧金属
2002 年	富山县富山市	木质废物、废塑料
	青森县	熔融灰渣再资源化、贝壳与焚烧的再利用
2003 年	兵库县	废轮胎
	东京都	建筑废物
	冈山县	废木材的碳化
2004 年	岩手釜石市	水产品加工废物
	爱知县	废轮胎、废纤维
	三重县铃鹿市	涂装污泥堆肥
2005 年	大阪府	废有机溶剂、动植物油脂残渣
	三重县四日市市	废塑料、废自动贩卖机
	爱媛县	纸浆焚烧灰的土壤改良剂制造

资料来源：王军（2007）

第3章 循环经济的微观运行机制

循环经济的运行机制在如下两个方面不同于传统的末端治理方式：第一，责任者可能并非是直接的废弃物排放者；第二，它不再是单个企业的行为，而是需要上下游、乃至产业链上各个企业的相互合作。有鉴于此，本章首先从废弃物处置责任配置的角度考察“生产者责任延伸”的运行机制及与其相关政策工具的激励效果，并以日本和瑞典的汽车产业为例说明该机制如何影响企业的技术创新。然后，对以绿色供应链和工业共生网络为代表的两种企业间合作环境治理的运行机制进行了探讨。在绿色供应链中，环境信息的交流与协调是保证降低环境管制成本的关键，因此我们对不同市场结构下供应商与制造商间的环境信息合作如何给双方带来利润进行了分析，并且以案例的形式进一步考察了这种环境信息交流是如何实现的。在工业共生网络中，稳定性是保证平稳运行的关键，因此我们重点考察了不同共生组织模式下的稳定性条件以及企业的进入与退出对网络演化的影响。

3.1 产品责任的延伸、影响及激励工具

1. 产生背景、概念与发展

(1) 环境治理中的两个“缺口”

从产品的生命周期角度看，传统上企业的环境管理资源主要配置在生产过程环节的污染排放上。在图3-1中，横轴表示一条完整的产品供应链，包括从自然资源的开采、设计、制造、分配、消费到废弃物的产生。这也是一个产品生命周期的示意图。如果我们考察整个产品生命周期中的环境管理情况，就会发现企业环境管理的努力与产品生命周期的前进方向之间呈现出一条“倒U”曲线。在产品生命周期上游的资源开采环节，环境管理的强度并不高。但随着产品到达生产制造环节，生产过程所排放的

污染物（如废气和废水）则成为企业和公共部门的重点治理对象，大量的环境管理资源被投入到这个中间环节。当产品到达生命周期的末端而成为废弃物时，企业投入到废弃物处置方面的环境管理资源相对于生产环节来说几乎为零，该环节的环境管理资源投入主要是由公共部门来完成的。因此，在产品生命周期的两端，环境管理资源的投入都较低，环境管理资源被大量配置到产品生命周期的中间（生产制造）环节。即环境管理资源在产品生命周期上的投入特点可以用图 3－1 中的“倒 U”曲线来表示。

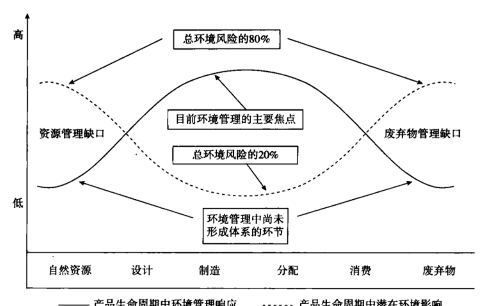


图 3－1　环境管理与潜在环境风险间的不匹配

产品生命周期的潜在环境风险是不同的。图 3－1 中的虚线就表示了这种情况。在产品生命周期的两端阶段，潜在环境风险相对较大，而中间阶段的潜在环境风险较小。在产品生命周期上，潜在的环境风险与产品移动的方向间呈“U 型”曲线关系。在资源开采阶段，如果对这些资源的开采过程管理不当，不仅会浪费资源并造成环境污染，而且由于生产所需的原材料（如矿物质）通常是不可更新资源，不当的资源管理会对资源造成永久的不可恢复的损害。因此，在资源开采阶段存在较大的潜在环境风险。同样，在产品生命周期的末端，不当的废弃物处置方式的潜在环境风险也是非常大的。这是因为废弃物中可能包含有毒有害物质（如重金属元素），

而且废弃物不能自我更新、不能被消灭，只能在环境中逐渐地积累起来，因此不当的处置方式所造成的环境影响是长远的、潜在的。而在产品生命周期的生产阶段，相对来说，环境风险的潜在影响较少。与产品生命周期的最初与最末阶段所面临的环境问题不同，生产阶段的环境问题主要是产生污染排放。而污染排放问题可以通过两种途径来缓解：一是采用能够减少污染的技术；二是自然界的自我修复能力能够吸收一部分污染。故生产过程的污染问题一旦产生也是可以被控制的，例如，一些发达国家生产过程的污染排放已经得到了很好的控制。而且生产过程的污染问题的影响也通常是“实时”地表现出来，而不是潜在性的。但产品生命周期两端的环境问题产生后就很难控制，其影响是长时间积累后的爆发，而爆发前是处于潜在的状态。所以，图 3－1 中产品周期中潜在的环境风险曲线呈“U”型。

沿着产品生命周期的流程，环境管理资源投入的“倒 U”曲线与潜在的环境风险“U”曲线相交，形成两个环境治理上的“缺口”。在资源开采与产品设计阶段，潜在的环境风险较大，而环境管理资源的投入相对较低，形成“资源管理”上的“缺口”。这里将产品设计阶段也划入“资源管理缺口”，是因为产品设计是从源头上对资源进行“减量化”以实现产品“再循环”、“再利用”的关键，因此由产品设计形成的潜在环境风险也较大。但产品设计阶段对环境问题的考虑还没有受到广泛的关注，无论是企业还是公共部门投入的环境管理资源都还有限，环境管理的资源投入与潜在的环境风险之间也形成一个“缺口”。在产品生命周期的废弃物阶段，潜在的环境风险与投入的环境管理资源间形成一个“废弃物管理缺口”。

这两个“缺口”实际上是由环境管理资源在潜在的环境风险上的配置不当造成的。为了提高环境管理资源的配置效率，需要一种新的环境管理理念，它能够将现有主要针对生产过程污染排放的“污染者付费”原则继续向上游与下游延伸。“生产者责任延伸”的概念就是在这个背景下提出来的。它要求生产者不仅要对其生产的产品以及生产过程负责，而且还要对产品消费后的废弃物处置负责，并且在产品的设计阶段就要尽量考虑到资源的减量化和废弃产品的再利用问题。

（2）概念提出与辨析

作为一种预防性的环境保护战略，“生产者责任延伸”（Extended Pro-

ducer Responsibility—ERP）概念最早是由 Lindhqvist（1990）向瑞典环境与自然资源部提交的一份报告中提出来的。OECD（2001）将 EPR 定义为“将生产者对产品所负有的责任——包括行为的（physical）和财务的（financial）——扩展到产品生命周期的消费后阶段的一种环境政策方法”。这个定义也被 Xerox、Sony、Electrolux、HP 等大制造业公司所采用，而且这些企业已经开始从它们的产品生命周期中发现商业价值了。

由于这一概念结合了“源头消减”、“预防优先”、“产品生命周期”等先进的固体废弃物管理理念，因而迅速在欧盟得到推广。例如，2003 年初欧盟正式公布的 WEEE 指令就是生产者责任延伸环境治理理念的最好体现。WEEE 规定十大类产品的制造企业要在产品的生命周期内承担环境责任，建立相应的回收再生利用系统并承担产品回收费用。指令还要求整机回收利用率达到 75%，零部件和原材料的再生利用率达到 65%，否则将限制销售。在我国，“生产者责任延伸”也逐渐开始受到重视。2005 年 4 月施行的《中华人民共和国固体废物污染环境防治法》正式提出了有关生产者延伸责任的要求。更为重要的是，在出台的循环经济法中，将“生产者为主的责任延伸制度”作为最重要的一项管理制度创新和突破提了出来。

EPR 的提出最初是基于两方面考虑：一是减轻市政部门废弃物管理的财政负担；二是激励生产者减少原料投入、使用更多的二次材料（secondary materials）以及承担产品设计上的改变以减少废弃物排放。由此可见，尽管 EPR 主要是针对产品消费后的废弃物管理问题的，但是也涉及到了从上游就开始控制废物产生的责任。这种上游控制责任实际上隐含了假设存在一个能够完美地传导激励的市场机制，即针对企业产品消费后废弃物的环境政策能够促使其在产品设计阶段就充分考虑到产品的可循环性问题。即使在产品生产环节不为生产者设立相应义务，为了履行回收、再生和处置产品废物的责任，生产者必然会自动选择环境友好的原材料、改进生产工艺。EPR 就是试图使用这种针对下游的措施，通过激励传导机制，促使上游决策的改变。因此，EPR 是间接地考虑到上游环境问题对下游的影响，但并没有直接针对上游设计阶段的外部性问题。在实践中，不同的学者针对下游政策能够影响上游决策的问题看法不尽相同。既有支持 EPR 可以促使企业在设计阶段就考虑其可循环性方面的证据（比如 Chris van Rossem，Naoko Tojo，Thomas Lindhqvist，2006），但也有持有不同意见的学者

（比如 Noah Sachs，2006）。我们将在第 6 章对能够促进生产者设计决策的政策工具进行详细考察。

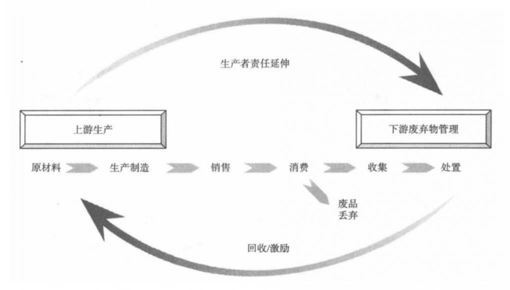


图 3－2　生产者责任延伸概念示意图

与“生产者责任延伸”相似的提法还包括“产品延伸责任”（extended product responsibility）、“产品监护责任”（product guardianship，product stewardship）、产品和生产者责任延伸（extended product and producer responsibility）、一体化产品政策（Integrated Product Policy）等。尽管这些概念也都强调的是生产者对废弃物所负有的责任，但它们与“生产者责任延伸”也有内涵上的细微差别。有的学者认为，这些概念包含了比“生产者责任延伸”更广泛的责任划分，即它们是以产品为中心展开的，包含了产品生命周期的环境影响以及各个参与者所负有的责任。以“一体化产品政策”（IPP）为例。

IPP 被定义为“减少从原材料开采到生产、分配、使用、废物管理整个产品生命周期环境影响的公共政策”（见图 3－3、3－4）。IPP 的目标是将环境考虑与产品生命周期的关键决策点联系起来，帮助相关利益群体（生产者、消费者、政策制定者）做出有利于环境的选择。因此，IPP 与 EPR 相比，不仅包括了消费后废弃物的管理问题，还将企业产品整个生命周期的各项环境影响都考虑进来了，尤其是最终废弃物的产生与上游决策间的关系被明确地得以考虑。

IPP方法与原理

产品生命周期考虑：从摇篮到坟墓

利用市场机制激励有利于环境的供给与需求

各利益相关群体的广泛参与

持续地提升"一体化环境政策"水平

多种工具的联合运用：经济手段、标准管制、自愿协议、生态标签、设计指导

为什么需要IPP？
产品和废弃物数量、种类与复杂性的快速增长
生产与消费的全球化
产品使用阶段的环境影响日益重要

图 3－3　“一体化环境政策（IPP）”的主要组成部分

公共部门角色

哪些产品？

哪些产品导致最大的环境压力？怎样影响产品决策来支持可持续性的产品发展？

怎样设计新产品模型？

什么时候进行管制？

在产品生命周期的哪个阶段进行干预？对价值链上哪一个环节的参与者进行干预？

怎样最大限度地提高绩效？

怎样进行管制？

什么是最优的干预？全球化的消费生产体系与国内的管制框架之间的矛盾

怎样应对新管制措施？

企业的角色

图 3－4　“一体化环境政策（IPP）”的基本架构

专栏：OECD 国家有效实施 EPR 的十五条指导原则

● 在制定 EPR 政策时，应该包括对生产者的激励措施以使其在产品设计阶段就考虑环境影响。

● 政策应更多地聚焦在结果上而不是取得结果的手段上，从而激励创新。

● 即使是主要考虑消费后阶段环境问题，政策也应是采用生命周期的方法并以生命周期的收益为指导，以便使环境影响不会增加或转移给产品链上的其他参与者。

● “责任”必须被严格地定义，“责任”不能在产品链上的各个参与者间“稀释”，以致于最终没有参与者承担责任。

● 政策应该是面向产品特性的。一种方法不能应用于所有的产品类别或废弃物。

● EPR 应加强产品链上影响生命周期环境影响的所有参与者间的交流。

● 一种交流策略是将计划告知产品链的所有参与者以及消费者，取得他们的理解和支持。

● 为提高一个 EPR 计划的可接受性和有效性，各利益相关者就目标与目的广泛磋商并进行“成本－收益”分析是非常必要的。

● 地方政府应广泛交流以明确自己的角色并征求 EPR 操作上的意见

● 自愿与强制性的方法都应被考虑，同时以可能的方法尽量与全国性的环境目标保持一致。

● 对 EPR 计划应做全面的分析（例如，EPR 适用于哪些产品、产品类、废弃物，过去的产品是否应被包括，产品链上各参与者的角色）

● EPR 计划应定期评价，并有足够的灵活性根据这种评价进行调整。

● 在制定和实施 EPR 计划时，应以在获得环境收益时尽量避免经济扭曲的方式进行。

● 实施与操作的程序要透明。

● 各利益相关者就最好地满足 EPR 目标的“服从机制”达成一致意见。

资料来源：Extended Producer Responsibility: A Guidance Manual for Governments. OECD. 2000

2. “生产者责任延伸”的理论基础

（1）产品的外部性问题

最近十年来，环境治理领域出现了一个新的趋势：即环境治理的焦点从“生产过程”向着“产品本身”倾斜。传统上，“产品”的外部性问题不像“生产过程”的外部性那样受到关注，但有越来越多的事实表明，“产品”的外部性已经成为一个严重的环境问题。例如，垃圾堆中废弃的

电脑、电池、手机含有大量的砷、铅、汞、锌等重金属和有毒材料，会对土壤和地下水造成重大污染，如果采用垃圾焚烧处理，还会向空气中释放致癌物质。目前，基于产品导向的环境管制逐渐穿越了工厂的围墙，成为欧盟环境治理的主流。在我国，“生产者责任延伸”已经写进了修改后的《固体废弃物污染环境防治法》。

产品的外部性问题是线性生产模式（生产—消费—废弃物）所固有的特征（Noah Sachs, 2006）。在线性生产模式下，大量的产品沿着一条由生产到消费再到处置的产品链移动，从物质流的角度看，消费者实际上只消费掉了其中很少一部分，其余的大部分产品只是暂时地被消费者所占用，然后就进入最终处置阶段。在这条线性的产品链上，如果一种废弃物管理体制将最终产品的处置成本和环境影响配置给公共部门和纳税人，制造商会因这种成本的“外部化”而获益。

产品的外部性主要体现在两方面。首先，产品外部性体现在处置成本上。例如在我国，空气与水污染越来越严重的同时，固体废弃物的污染问题也日益受到关注。我国城镇垃圾年产生量已超过亿吨，存量超60亿吨，侵占土地面积5亿平米。有些城市垃圾堆放在城市周围，甚至形成了“垃圾围城”的景象。垃圾产生的有毒有害物质渗透到地下和河流中，给城市带来不容忽视的隐形危害。这些垃圾绝大部分是采用填埋和焚烧处理，成本由市政部门承担。由于企业和消费者均无需为废弃物付费，也就没有激励减少废弃物的产生以及在生产和消费决策时考虑处置成本。

其次，产品的外部性体现在垃圾堆放和焚烧时的环境影响，特别是包含有毒有害物质的产品在堆放和焚烧时的环境影响。油漆、电池、家电、清洁用品等垃圾可导致有毒成分侵蚀土壤，或者在焚烧时释放有害气体。在美国，土壤中40%的铅和70%的重金属来自废弃的家电产品，每年有5～6亿磅的PVC在焚烧时产生了大量氯气和二恶英。与“生产”的外部性不同，这些“产品”的外部性一般不在环境管制的适用范围内，也没有相应的经济机制来激励企业考虑其“产品”的外部性问题。

（2）产品外部性的内部化

EPR的核心是强迫生产者将与其产品相关的处置成本和环境影响内部化。OECD认为，EPR包含着“①责任从公共部门向上游生产者的转移；②激励生产者在产品设计阶段就考虑到消费后的环境影响”。言外之意，

EPR是将针对企业生产过程污染排放的"污染者付费"原则扩展到产品本身。

EPR要求企业为自己所生产的产品担负起如下四项责任：①经济责任，包括要求制造商担负产品生命周期末期的全部或部分管理成本；②行为责任，要求制造商对消费后的废弃物进行回收处理，通过逆向供应链以回应这种回收要求所带来的物流上的挑战；③信息责任，包括强制性的产品标识，比如产品的组成或材料，以减少第三方在循环再利用时的成本；④为危险有害产品的环境损害和清理成本提供资金支持。

（3）谁是污染者

尽管EPR通常要求生产者担负起以上的经济责任、回收责任、信息责任及资金支持，隐含地认为生产者是产品外部性的产生者。但生产者通常不是废弃物的直接产生者。站在生产者的角度来看，EPR扭取了"污染者付费"原则，因为是消费者将废弃产品丢弃在环境中，消费者是产品外部性的直接实施者，而生产者生产的是有用的产品，而不是废弃物。因此，产品外部性是由消费者的消费决策引起的，而不是制造商的生产决策引起的[①]。

在将"污染者付费"原则扩展到产品本身时，一个关键问题是：谁是污染者？是制造了该产品的生产者还是废弃物的直接产生者——消费者？对污染者的区分是实施"污染者付费"的前提，针对不同的主体实施"污染者付费"原则可能导致完全不同的经济绩效与环境绩效。

（4）"科斯定理"与废弃物处置责任的配置

科斯定理表明，废弃物处置责任的初始产权分配不影响经济效率，因为各参与方（包括制造商、零售商、消费者、公共部门、受环境影响的个人）的讨价还价会使废弃物的处置义务配置达到帕雷托最优。但如果交易的各方之间存在较大的交易费用，废弃物处置责任的初始产权配置将影响经济效率。

如果将消费者视为"污染者"，则实现外部性内部化的政策工具包括处置相应产品的消费者导向的税收、家庭垃圾处置费等。这些消费者导向的税费可能向上传导，激励消费者选择那些能够降低处置成本的产品，进

① Davis（1998）认为，问题不在于PPP原则中谁是"污染者"的定义。即使是在生产过程本身排放的污染不是很多的情况下，消除产品污染的责任也应该由生产者承担，因为生产者具有在源头上削减污染的能力。

而促使制造商对消费者的这种新需求特性做出反应。在发达国家的EPR实践中，消费者可能要承担主要责任的产品主要适用于消费频繁、购买地点较近的产品，比如啤酒瓶、废旧电池等。消费者除了要承担相应行为责任外，有时还要承担一定经济责任，例如日本的《家电循环法》和《汽车循环法案（草案）》都规定，当生产者回收产品废物时，消费者要交纳一定费用（谷德近，2003）。

除了少数产品要求消费者承担废弃物处置成本外，大多数产品的废弃物的处置成本都是要求由生产者承担的。生产者承担废弃物处置成本的理论依据之一来自于工业生态学的基本观点。工业生态学的核心原则认为，生态资源为工业生产提供了一种重要的资本投入——“自然资本”[①]。这种观点认为，工业生产与环境之间的相互影响并非仅仅存在于烟囱中排放出烟尘的那个时间点上，实际上，环境外部性在产品的设计阶段就被决定了。因此，生产产品的决策是考察环境外部性问题时首先就要考虑的。从这个角度看问题，就不能认为是消费者将废弃物引入环境。产品从原材料的开采到能源的投入再到废弃物，其生命周期的环境影响在产品的设计决策阶段就已被决定了。

要求生产者承担废弃物处置责任有时也是出于监管成本的考虑。如果对消费者征收废弃物处置的庇古税或对家庭垃圾按袋收费[②]，这种税费要么是不可行，要么是效果一般。Karen Palmer & Margaret Walls（1999）的研究表明，对消费者征收废弃物处置的税费会鼓励消费者的偷排行为，使政策失效。同时，消费者缺乏足够的产品信息，不能根据税费的变化来调整消费需求或者消费后产品的处理方式。另外，如果对家庭垃圾按袋收费，因为监管成本太高，这种收费通常是针对总量的，而无法依垃圾的环境特征和可循环程度而变化，导致这种收费政策能够达到的环境效果有限。

从经济效率的角度看，将产品链上的哪个实体视为“污染者”应以谁能以最低成本避免产品外部性而定。粗略地说，由于生产者对材料的选择、有毒成分的含量和产品可循环程度等设计方面的决策决定着产品的环

① 比如生产的原材料（化学品，煤炭，棉花等），建造生产设施的材料（钢铁，混凝土，木材等），吸纳能力（分解废弃物的生态系统），支持生存的生物服务（空气，水，粮食）。

② 例如美国有些州要求家庭垃圾必须装在特制的一定容积的袋子中，然后按每个家庭征收垃圾处理费，这叫 per - bag disposal charges。

境外部性，因此，生产者能够以最低的成本避免产品外部性。生产者承担产品生命周期末期的废弃物处置责任，将促使其考虑产品设计的改进带来的成本—收益状况，而选择在改进产品设计所承担的边际成本与减少了废弃物处置成本而带来的边际收益相等处进行生产。制造商掌握着产品潜在的可循环性的充分信息，进一步降低了其处理产品外部性的成本。生产者能否将处理产品外部性的成本转嫁给消费者取决于制造商的市场势力与消费者的需求弹性。而公共部门尽管目前承担着绝大部分的废弃物管理成本，但它实际上对产品的环境外部性无任何影响。

生产者能够以最低成本避免产品的外部性并非是在一切情况下都成立的命题。谁是产品链上能够以最低成本避免产品外部性的实体取决于产品种类、外部性的特征以及各参与方的交易成本。环境影响较小的一些低价值产品，如玩具、衣服、家具等，由于其产品社会成本已接近最小化，适合由公共部门承担起废弃物管理责任。某些产品实施 EPR 的交易成本（包括跟踪、管理与回收废弃物，对生产者收费费率的确定等）可能超过了其环境改善带来的收益，对于这些产品的生产者实施 EPR 就可能得不偿失。因此，实施 EPR 的“成本 - 收益”状况还要与公共部门、零售商、或者消费者等作为废弃物处置责任承担者时的“成本 - 收益”状况进行比较，寻找最优的责任承担者。

3. EPR 对设计决策与技术创新的影响：以日本和瑞典的汽车产业为例

OECD 提出的“生产者责任延伸”政策有两个关键特征：一是废弃物处理的责任由市政部门向上游生产部门的转移；二是激励制造商在设计阶段就考虑产品的环境影响（OECD，2001）。制造商在产品的设计阶段就考虑其环境影响的设计决策过程被称为“为环境而设计”（Design for Environment，简称 DfE）。由于第二个特征充分体现了“源头控制”的环境治理理念，成为 EPR 实施的最终目的所在。Rossman，Tojo and Lindhqvist（2006）通过对日本和瑞典的汽车企业的深度访谈发现[1]，赋予产品生命周

[1] 这些企业包括五家日本企业（Fuji Heavy Industries Limited，Isuzu Motors Limited，Mazda Motor Corporation，Nissan Motor Corporation，Toyota Motor Corporation），三家瑞典企业（Saab Automobile AB，Volvo Car Corporation and Volvo Truck Corporation）。

期环境管理的责任为企业的技术创新提供了激励。

所有被访谈的企业在有害物质的使用、零部件与材料的再利用、可循环材料的使用、可拆卸设计等方面都进行了尝试。在消除有害物质含量方面，五家日本汽车企业都减少了产品中铅的使用，1999 年前就实现了在 1996 年水平上削减 50% 的目标。三家瑞典汽车企业也都制定了需逐步淘汰的有害物质的使用清单，并提供给供应商作为供应标准，供应商需提供详细的有害物质含量的清单以及消除这些有害物质的计划。

在零部件的再利用方面，Nissan 建立起多余零件的交换网络。Volvo Truck，Nissan 和 Toyota 开始翻新和销售二手零件。Volvo Car 有一个庞大的拆卸公司，专门管理再利用的零件并以此供应部分新车的生产。在材料使用方面，热塑性材料被广泛使用。Toyota 成功开发出一种热塑性材料——TSOP（Toyota Super Olefin Polymer），它可以被重复利用，也具有很好的耐用性和造型能力。Toyota 还从汽车的噪音隔离材料中回收聚氯乙烯和纤维。最常用的一种循环再利用材料是保险杠，一些生产企业已经克服了将保险杠上的颜料以最小的环境代价剥离的困难，对保险杠重新进行翻新。其他部分用于循环再利用的材料还包括仪表板、地毯、仪表管道、玻璃等。富士重工与附近的拆卸厂和玻璃制造厂合作，建立了一个回收废旧汽车玻璃的系统，重新用来生产玻璃棉。

在废旧汽车再利用方面，瑞典汽车制造商与批发商联盟在 1990 年代就开始成立一个小组，讨论废旧汽车的再开发，并且会同 ECRIS 组织（Environmental Car Recycling in Scandinavia）与瑞典政府签署了协议，共同开发废旧汽车再利用技术。为了避免向拆卸厂支付不必要的高价格，瑞典的汽车制造商建立了自己的拆卸实验间，供测试用的汽车和实验室碰撞实验用的汽车在拆卸间内进行拆卸。这一方面可以使制造商了解拆卸所需的时间与成本、拆卸的方法与设备等，另一方面可以使汽车设计人员了解废旧汽车如何被再利用。

4. 与 EPR 相关的政策工具及其激励效果

EPR 是一项政策原则（policy priciple），它包含了多种针对产品外部性的政策工具（policy instruments）。表 3－1 的纵列给出了这些政策工具。一个有效的政策工具应该是能够从尽可能多的角度激励废弃物的减少（Magaret Walls，2006）。表 3－1 的横列给出了激励减少废弃物的各种方法，比

如原材料投入的减量化、改变设计以增加产品的可循环性、减少产量或消费、废弃物的循环再利用等。一个政策工具能够涉及的减少废弃物的方法越多，减少废弃物的效果就越好。例如，ADF对减少原材料的投入有一定激励效果，特别是当收费的单位是以重量计时。ADF对产品设计与废弃物循环利用的激励效果有限。如果ADF再配合上循环利用补贴，其激励效果要明显好于单独的ADF。循环利用补贴能够鼓励企业的再生利用，但对减少产出或材料投入不仅没有效果，反而有可能因投入成本的减少而增加产出。

表3－1 减少废弃物产生的各项政策工具的激励效果

政策工具	对生产/消费的影响	对原材料投入的影响	对产品设计的影响	对循环利用的影响	备注
ADF，MYM/unit	直接影响	通过减少产出间接影响原材料投入，没有原材料替代效应	无明显影响	无影响（由于产出减少，循环量甚至有可能减少）	
ADF，MYM/kg	直接影响	减少原材料投入，且有投入的替代效应	在某些情况下对减小产品尺寸与重量有一定影响	无影响（由于产出减少，循环量甚至有可能减少）	
ADF/recycling subsidy，MYM/1b	有直接影响	有直接影响	对减小产品尺寸与重量有直接影响；间接影响：补贴会向上游企业传递设计更具可循环性产品的价格信号	直接影响	
Recycling subsidy，MYM/unit	通过减少投入的成本间接增加产出/消费	有投入的替代效应，但产出的增加会对该效应有所抵消	间接影响：补贴会向上游企业传递设计更具可循环性产品的价格信号	直接影响	必要的资金支持
Recycling subsidy，MYM/kg	通过减少投入的成本间接增加产出/消费	有投入的替代效应（比MYM/unit情况更大），但产出的增加会对该效应有所抵消	间接影响：补贴会向上游企业传递设计更具可循环性产品的价格信号	直接影响	必要的资金支持

续表

政策工具	对生产/消费的影响	对原材料投入的影响	对产品设计的影响	对循环利用的影响	备注
Recycling lump-sum grants	无影响	无影响	只有有限的间接影响	有间接影响，因为没有"边际"效应	必要的资金支持
Recycled content standard	通过增加产品成本间接影响产出	替代效应	间接影响	有影响	所有企业适应统一标准缺乏灵活性
Virgin material tax	通过增加产品成本间接影响产出	有影响	在某些情况下对减小产品尺寸与重量有一定影响	替代效应导致企业寻找再生材料	
Pay-as-your-throw	有影响	替代效应和产出效应会减少消费	对产品设计有间接影响，因为价格信号会鼓励减小产品尺寸与重量、增加可循环性	有影响	导致非法倾倒
Landfill ban	无影响	无影响	无影响，除非明确规定了具体的产品元件或材料	有影响	导致非法倾倒
Take-back mandate and recycling rate target	要为PRO付费，对产出/消费有直接影响，	通过替代效应减少材料使用	如果PRO收费是基于重量的（MYM/1b），能够减小产品尺寸与重量，但不影响可循环性	有影响	政策工具有效性依赖于PRO运作方式

资料来源：Magaret Walls（2006）

政策工具含义解释：ADF（Advanced disposal fee）：预付循环利用费。当产品在出售时要预交的费用，一般由消费者承担，制造商或零售商代为收取，但不必为废弃物管理额外负责。如果是ADF/recycling subsidy，则预付费用用以支持产品循环再利用；Recycling subsidy：循环利用补贴，对企业使用再生利用的原材料进行补贴。Recycling lump-sum grants：循环利用的一次性补贴；Recycled content standard：循环利用标准，规定产品中再生利用材料的最低比例；Virgin material tax：征收原材料税，对企业投入的某些原料征税；Pay－as－your－throw：垃圾收费；Landfill ban：禁止填埋；Take－back：产品回收，企业有责任在产品生命周期的末端回收产品。

政策工具的激励效率不仅体现在涉及的减少废弃物的方法上，也体现在是否是在“边际上”进行激励。例如循环利用补贴比对循环利用企业的一次性转移（lump - sum）效果更好。前者是循环利用企业的产量越高补贴越多，后者则不具有这种激励效果。有些政策工具看起来是对所有企业一律平等的，但在实施中对不同企业的影响却完全不同。例如，可循环性标准（recycled content standard）要求所有企业必须在产品中包含某一最低标准的再生利用材料，但有些企业能够以较低成本达到这一标准，而有些企业却要付出很多成本。有些政策工具还会产生意想不到的效果。例如，禁止特殊产品填埋和垃圾付费都会导致非法倾倒废物问题，环境政策决策者必须考虑到这些政策工具对非法倾倒的逆向激励效果。

产品回收的激励效果较为不确定。这是因为产品回收有两种操作方法，导致单个企业所负的责任不同。一种方法是生产企业自行对产品进行回收，另一种方法是由企业付费、然后由PRO（产品责任组织）集中对各企业的产品进行回收与循环利用。前一种方法对于激励企业改变产品设计、投入的减量化、废弃物的循环再利用都有很好的激励效果。而后一种方法的激励效果与PRO的收费方式与运作方式有关。由于PRO的收费通常是根据企业产出的总重量预先付费，因此PRO对产品可循环性设计的激励效果较差[①]，但可以激励企业减少材料投入。

3.2 企业间合作进行减量化的机制：绿色供应链

1. 供应链上企业环境合作的基本动机

传统的污染控制方法集中在企业内部的排放阶段，其对象是一个封闭起来的企业，而公共部门对企业的环境监管也很少与其他相关联的企业联系起来考虑。这种环境监管就像一面面墙一样，把各个企业隔离开来，分别进行监督与激励。企业在环境管理的过程中逐渐认识到，要跨越公共部门越来越严厉的环境监管，只靠自己企业内部的环境管理效果是有限的，因为环境管理不只是一个减少排放的问题，同时也是一个过程和产品问

① 尽管PRO有时还包括了对产品中可循环性材料的比例要求，但也不会激励企业超越这个最低比例标准。

题。如果企业能够与供应链上的其他企业合作，不仅能够带来明显的环境收益，而且有机会降低成本，以及提升产品质量和商标形象。这种供应链上的企业合作应对环境问题的实践，打破了企业环境管理的“围墙”，有学者形象地将这种企业的环境管理方式的转变称为从“四面墙”到“没有墙”（朱庆华，2003）。

企业与其所在的供应链上的其他企业进行合作以更加有效地进行环境管理的实践就被称为“绿色供应链管理”。也可以认为，“绿色供应链”是在已有的供应链管理基础上加入了环境管理的内容。对于供应链上的企业来说，既有处于上游的供应商，也有处于下游的制造商。因此，可能涉及到两种最基本形式的环境合作：一种是以上游企业为主导的环境合作，另一种是以下游企业为主导的环境合作。前者反映了合作所需的环境信息方面的优势来源，后者反映的是动机与市场势力上的差异。

当产品或原料在供应链上由上游向下游的移动过程中，每个企业只是完成一个特定的对产品或原料的加工程序，也仅能控制自己所处的供应链生产阶段的外部性问题，而其他生产阶段的生产决策对本阶段的外部性可能有重要影响。尽管一个企业可能已经很好地控制了本阶段的生产外部性与产品外部性，但如果产品的外部性在不受本阶段控制的上一生产阶段就已经注定，而本阶段又是环境监管所带来的生产成本的主要承担者时，它就有动机对供应链上前一阶段的企业进行环境管理。

如果上游的投入品对下游的产品环境外部性有重要影响，而上游企业所拥有的投入品专业知识能够帮助下游企业提高产品功能实现过程的环境效率，则上游企业可以通过利用自己所拥有的专业知识为下游企业的环境管理提供增值服务，这不仅可以为自己扩大市场空间、提高赢利水平，还可以为客户提高环境绩效、获得竞争优势。

2. 协调、环境信息分享与利润实现：理论模型

（1）供应链成员间的外部性与合作

外部性是一个在经济学中应用很广泛的概念。凡是一个主体 A 对另一个主体 B 带来好的（或坏的）影响而却没有为此得到收益（或承担成本）的行为，都被认为是“外部性”的表现。当在环境经济学中谈到“环境外部性”时，我们通常是指生产或消费对环境造成的影响。也就是说，“环境外部性”这个概念涉及到的两个主体分别是：“施动”的一方——厂商

或消费者，以及“被动”的另一方——自然界。当然，由于经济学与生态科学研究的对象不同，关注的是人与人的关系，如果“环境”也进入其他人的效用函数，“被动”的环境最终会影响到其他人的效用值。因此，“环境外部性”在经济学语境下间接反映的是人与人之间的相互影响。但无论如何，我们一般提到的“环境外部性”都是指一个“主体”对另一个“主体”的影响。但是，在供应链中，“环境外部性”的表现形式确实比较复杂，这体现在两个方面：一是“环境外部性”的“施动”一方可能同时影响到两类“被动”主体（如自然界和企业），而二者之间并非是间接的关系（比如污染损坏了“自然资本”的质量进而影响到其他企业）；二是“环境外部性”有时以隐含的方式在供应链成员间传递。我们下面以图 3－5 来说明供应链上的外部性问题（箭头表示影响的方向）。

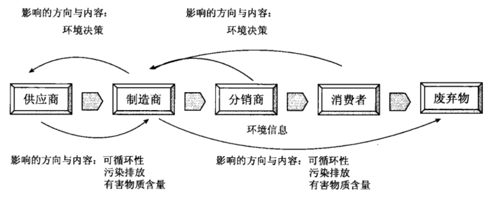


图 3－5　供应链成员间的主要外部性影响

在一个由供应商、制造商、分销商和消费者组成的简单供应链中，每个成员都会产生环境外部性，例如：供应商和制造商作为企业，生产过程会排放污染；分销商运输过程会产生污染；很多产品的消费过程不仅产生污染，而且消费后的废弃物还会继续污染环境。尽管各种环境管制措施都是针对各个成员的，但这些成员的环境外部性并非是孤立的，它们之间可能是相互影响的结果。对于供应商来说，其生产过程不仅会产生环境外部性，其产品还会对下游制造企业的生产过程的污染排放、制造商产品消费后的可循环性与污染排放产生影响；对于制造商来说，它既可以利用所具有的采购市场势力影响供应商的环境决策，使其生产的原材料更“绿色”，也可以利用自己的设计决策影响最终产品的可循环性。制造商还可能利用

产品环境信息上的优势，有选择地向消费者传递部分信息，改变消费者的环境信息收集成本；强大的分销商和具有环境意识的消费者也会通过自己的购买行为影响制造商的产品环境特征。

正是由于供应链各成员之间的环境外部性具有相互影响的特征，在环境管制对象是针对单个企业的情况下，每个企业关注的是自身的污染成本，成员之间的外部性就无法解决。只有各个成员之间的环境合作才会降低整条供应链的环境外部性问题。而供应链成员间的合作主要体现在供应商与制造商之间的环境信息合作，下面我们将从理论上分析它们之间的环境信息合作是如何给双方带来利润的①。

（2）基本假设条件

假定在一条供应链上存在一个上游的供应商和下游的制造商。供应商以固定的单位成本 c_u 来生产一种中间产品，并将这种产品以价格 p_u 卖给制造商。为简单起见，我们假设制造商仅对该产品进行加工，然后再以价格 p 出售给消费者。制造商的单位加工成本为固定的 c_d。消费者的线性需求函数为 $p(q)=a-bq$，q 表示消费者购买产品的数量，$a>0$，$b>0$。在制造商加工过程中无中间产品损耗的情况下，q 也表示供应商提供的中间产品的数量。

由于供应商与制造商都面临着环境管制，其单位成本都包含着环境成本。它们之间的环境信息合作会降低这部分成本。假设包含了环境信息的单位成本函数为原单位成本函数的线性函数，即 $c_u^{'}=c_u-I_d^u$，$c_d^{'}=c_d-I_u^d$。$c_u^{'}$ 与 $c_d^{'}$ 分别为供应商与制造商包含了环境合作信息的单位成本函数，I_d^u 是下游（download）制造商向上游（upload）供应商传递的环境信息，I_u^d 是供应商向制造商传递的环境信息。

这样的两个企业构成了产业组织中具有纵向关系的企业。下面我们将分三种不同的市场结构来讨论环境信息合作对上下游企业的影响。

（1）情况1：上下游均是垄断企业

首先考虑供应商与制造商都是垄断企业的情况。对于追求利润最大化

① 当然，制造商与消费者之间也存在环境信息合作，但主要的环境合作体现在制造商与供应商之间，因为它们构成了供应链上环境外部性的主要来源。制造商与消费者之间环境信息合作可参见王能民、孙林岩、汪应洛著《绿色供应链管理》。

的供应商制定的每一个中间产品价格 p_u，制造商都有一个最优的 p_d，从而确定了最终产品的需求量。供应商在制定中间产品的价格时，要考虑到制造商的价格加成对最终产品进而对中间产品需求量的影响。因此这是一个价格上的 stackelberg 两阶段博弈，需要从第二阶段制造商的决策解起。制造商的目标函数为：

$$\max\pi_d = pq - (p_u + c_d')q = pq - (p_u + c_d - I_u^d)q \tag{3-1}$$

将（3-1）式对 q 求导，由一阶条件可得：

$$q = \frac{a - c_d - p_u + I_u^d}{2b} \tag{3-2}$$

$$p = \frac{a + c_d + p_u - I_u^d}{2} \tag{3-3}$$

（3-2）式给出了供应商对中间产品的定价为 p_u 时能够出售的中间产品数量（如前面的假设，一个最终产品需要一个中间产品）。由此可得供应商的目标函数为：

$$\max\pi_u = p_u q - c'q = p_u \frac{a - c_d - p_u + I_u^d}{2b} - (c_u - I_d^u)\frac{a - c_d - p_u + I_u^d}{2b} \tag{3-4}$$

求解（3-4）式可以得到中间产品的最优价格为：

$$p_u^* = \frac{a + c_u - c_d + I_u^d - I_d^U}{2} \tag{3-5}$$

将（3-5）式代入（3-2）和（3-3）得到最终品的需求量和价格，进而得到供应商与制造商的利润水平：

$$p^* = \frac{3a + c_u + c_d - I_u^d - I_d^U}{4} \tag{3-6}$$

$$q^* = \frac{a - c_u - c_d + I_u^d + I_d^U}{4b} \tag{3-7}$$

$$\pi_u = \frac{(a - c_u - c_d + I_u^d + I_d^U)^2}{8b} \tag{3-8}$$

$$\pi_d = \frac{(a - c_u - c_d + I_u^d + I_d^U)^2}{16b} \tag{3-9}$$

推论 1　当上下游市场均为垄断的市场结构，且严格环境管制增加了单位产品成本的情况下，环境信息共享提高了供应商和制造商的利润

水平。

推论 2 双方都存在提供环境信息的自我激励，因此环境信息的分享是双向“自动实施”的。供应链上任何一方环境信息的增加，均能同时增加双方的利润，但供应商由环境信息带来的边际收益大于制造商。

推论 3 消费者剩余与社会福利均增加。

证明（略）：推论 1 与推论 2 可以直接由（3-8）和（3-9）两式得出。推论 3 是由（3-6）和（3-7）两式得到的，可以看出：消费者价格下降，数量增加，故消费者剩余增加。由于社会福利是生产者利润与消费者剩余之和，故社会福利也得到增加。

（2）情况 2：上游垄断、下游竞争

如果下游的制造商处于一个完全竞争的行业，它不会对上游的供应商造成价格加成。制造商的价格等于单位成本，故：

$$p_u + c_d - I_u^d = a - bq \tag{3-10}$$

$$q = \frac{a - c_d - p_u + I_u^d}{b} \tag{3-11}$$

供应商的目标函数是：

$$\max\pi_u = p_u q - c'q = p_u \frac{a - c_d - p_u + I_u^d}{b} - (c_u - I_d^u)\frac{a - c_d - p_u + I_u^d}{b} \tag{3-12}$$

由一阶条件可得 p_u，并将其代入最终产品的表达式，得到：

$$p_u^* = \frac{a + c_u - c_d + I_u^d - I_d^U}{2} \tag{3-13}$$

$$p^* = \frac{a + c_u + c_d - I_u^d - I_d^U}{2} \tag{3-14}$$

$$q^* = \frac{a - c_u - c_d + I_u^d + I_d^U}{2b} \tag{3-15}$$

供应商与制造商的利润为：

$$\pi_u = \frac{(a - c_u - c_d + I_u^d + I_d^U)^2}{4b} \tag{3-16}$$

$$\pi_d = 0 \tag{3-17}$$

推论 4 当上游市场结构为垄断，下游市场结构为完全竞争，且严格环境管制增加了单位产品成本情况下，环境信息共享提高了供应商的利润

水平，而制造商的利润保持不变。

推论5　供应链上任何一方环境信息的增加，只增加供应商的利润，而不改变制造商的利润。因此，环境信息的分享只能是单方向的“自动实施”。制造商对整条供应链有潜在的负外部性。

推论6　环境信息分享能够增加社会福利，但制造商缺乏提供环境信息的激励阻碍了社会福利的进一步提高。

证明过程同前。与情况1不同，在情况2中，任何一方环境信息的共享最终都是增加了供应商的利润。这是由下游市场结构是完全竞争的特点所决定的。在这种情况下，制造商就没有动机分享环境信息，尽管它这样做会增加供应商及整体供应链的利润。因此，要提高供应链的利润以及社会福利，需要对制造商实施相应的激励机制，以提高其分享环境信息的积极性。

（3）情况3：上游竞争、下游垄断

当上游的供应商处于一个完全竞争的行业，而下游的制造商是一个垄断者时，其市场结构与情况2恰恰相反。我们可以象情况1一样，首先求出以中间产品价格表示的制造商最终产品的需求和价格，然后再利用供应商价格等于成本，求出中间产品的价格，并将其代入制造商的需求与价格表达式，最终结果为

$$p_u^* = c_u - I_d^u \tag{3-18}$$

$$p^* = \frac{a + c_u + c_d - I_u^d - I_d^U}{2} \tag{3-19}$$

$$q^* = \frac{a - c_u - c_d + I_u^d + I_d^U}{2b} \tag{3-20}$$

$$\pi_u = 0 \tag{3-21}$$

$$\pi_d = \frac{(a - c_u - c_d + I_u^d + I_d^U)^2}{4b} \tag{3-22}$$

推论7　当上游市场结构为完全竞争，下游市场结构为垄断，且严格环境管制增加了单位产品成本的情况下，环境信息共享提高了制造商的利润水平，而供应商的利润保持不变。

推论8　供应链上任何一方环境信息的增加，只增加制造商的利润，而不改变供应商的利润。因此，环境信息的分享只能是单方向的“自动实

施”。供应商对整条供应链有潜在的负外部性。

推论 9 环境信息分享能够增加社会福利，但供应商缺乏提供环境信息的激励阻碍了社会福利的进一步提高。

情况 3 的结论与情况 2 完全相反。由于在情况 3 中，供应商的市场结构是完全竞争的，供应商缺乏提供高质量环境信息的激励，尽管它这样做会增加供应商及整体供应链的利润。因此，要提高供应链的利润以及社会福利，需要对供应商实施相应的激励机制，以提高其分享环境信息的积极性。

各种情况综合比较

我们将三种情况下的企业利润与消费者剩余情况做一比较，可以发现（上标表示所述情况）：

$$\pi^1 = \pi_u + \pi_d = \frac{3(a - c_u - c_d + I_u^d + I_d^U)^2}{16b} > \pi^2 = \pi^3 = \frac{(a - c_u - c_d + I_u^d + I_d^U)^2}{4b} \tag{3-23}$$

$$q^1 = \frac{a - c_u - c_d + I_u^d + I_d^U}{4b} < q^2 = q^3 = \frac{a - c_u - c_d + I_u^d + I_d^U}{2b} \tag{3-24}$$

$$p^1 = \frac{3a + c_u + c_d - I_u^d - I_d^U}{4} > p^2 = p^3 = \frac{a + c_u + c_d - I_u^d - I_d^U}{2} \tag{3-25}$$

（3－24）和（3－25）式是三种情况下的消费者需求量与价格，我们可以由这两式推断消费者剩余的变化。因为第 2、3 种情况下消费者价格低于第 1 种情况，而消费数量高于第 1 种情况，故第 2、3 种情况下的消费者剩余要大于第 3 种情况下的消费者剩余。尽管以上三种情况表明，在供应链中的上下游企业中的任何一方如果是完全竞争的，则该方可能缺乏分享环境信息的激励，从而无法实现社会福利的 Pareto 改进。但这并不意味着，上下游均是垄断情况下的社会福利要高于其他两种情况，尽管在该情况下双方均有环境信息分享的激励，从而使环境信息的分享可以“自动实施”。这里垄断本身所固有的“外部性”就像双寡头一样——每个企业仅考虑自身利润最大化而不是从供应链整体的角度考虑——阻碍了供应链企业的利润增加以及消费者剩余的增加，从而降低了社会福利。因此，尽管情况 1

代表了更高水平的环境信息分享，但从社会福利的角度看，却并非是一个有效率的结果。

3. 制造商面向供应商的环境合作

制造商面向供应商的环境合作主要是通过绿色采购、供应商培训与研发合作三种途径来实现的。通常在供应链上，制造商相对于供应商更具市场势力。当上游的投入对制造商的产品环境外部性有重要影响时，面临严格环境管制的制造商就会充分利用自己的市场势力，对供应商进行环境管理，要求供应商的产品符合一定的环境标准。这种绿色采购一方面降低了制造商的环境成本，另一方面，制造商也可以策略性地使用绿色采购，将其作为一种营销手段来使用，向消费者和社会传递本企业是一个具有“社会责任”的公众形象。当制造商面临的供应商是众多的中小企业时，可能面临着供应商缺乏足够的技术手段与专业知识而无法达到满足供应商环境标准要求的问题。这时，制造商可以对供应商进行培训，帮助供应商提高产品的环境标准。此外，制造商还可以与供应商合作进行研发，从而加快制造商与供应商的创新活动，共同提高产品的环境绩效。在这三种制造商面向供应商的环境合作途径中，绿色采购是制造商面向供应商进行环境合作的最主要方式。

(1) 途经一：供应商评估——以理光集团的绿色采购为例

Carter & Carter (1998) 认为，绿色采购是供应链管理的采购功能从传统的强调供应商的及时、准确，扩展到将供应商的环境管理状况纳入对供应商的评估与选择条件，目的是促进循环、再使用和资源减量化。由于原材料与投入品是产品以及生产过程污染排放的重要组成部分，采购会直接影响到整个供应链的环境绩效，因此，许多制造业企业的绿色供应链管理实践都是从绿色采购开始的，而且绿色采购也是绿色供应链管理开展得最为广泛的项目。作为一家大型跨国电子产品生产企业，日本的理光集团 (RICON) 在中国的绿色采购实践非常具有代表性。

为了开发和制造出从原材料的采购、制造/加工、流通（销售、消耗）/使用、废弃、再生利用的整个循环周期中对环境影响负荷少的产品，仅依靠自身的力量开展环保活动是远远不够的。因此，理光集团在1998年5月1日，向以自主开展环保活动的供应商为主要对象，发行了“理光集团绿色采购标准”手册（中国版），以使中国国内供应商比较容易了解理

光集团的绿色采购标准。图3－6是理光集团供应商选择和实施流程图。

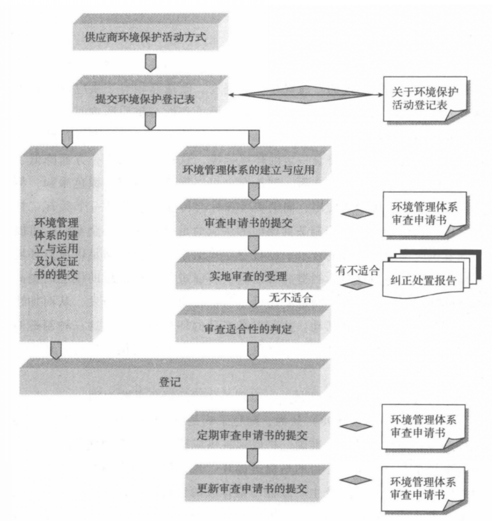


图3－6 理光集团供应商选择和实施流程图

理光集团的绿色采购方针是“仅向已取得ISO14000（或同等标准）环境管理体系认证的、或通过了理光集团绿色采购标准认证的供应商采购部品”。若要成为理光的供应商，首先必须提交环境保护活动登记表，以说明是否符合理光供应商的资质要求。对于已经符合第三方机构认证（如ISO14000，EMAS，RC）的供应商可以直接成为理光的合格供应商。而那些没有相应环境认证的企业，要提交取得ISO14001认证的日程计划表，或者选择理光集团的绿色采购标准。如果供应商采用的是理光集团的绿色标

准，就要按照如图 3－7 所示的程序进行认定和实施。

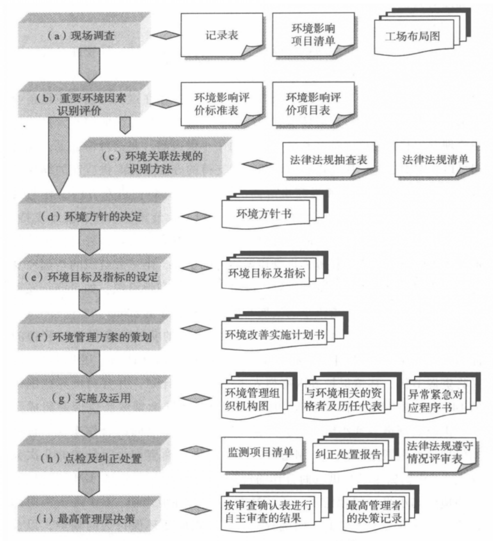


图 3－7　理光集团绿色采购标准认定方式的实施

对于准备接受理光集团绿色采购标准的供应商，需要提出申请，等待理光集团的实地调查。如果满足绿色采购标准的各项条件，审查员将给出审查适合性的报告，进行登记。不符合条件的供应商，由审查员发行不合格项报告书，认可后做成“纠正处置报告书”，提交给审查员承认。为保证环境管理体系的持续进行，实行定期审核制度，即在有效期截止前，实行1 年1 次的审查手续和 3 年 1 次的换证手续。供应商建立环境管理体系

后，理光集团审查的对象仅限于向理光集团提供部品的主要部门或工场，供应商对其他部门的审查可以自主进行展开。

（2）途径二：供应商培训

尽管企业已经意识到对供应商管理的重要性，但实施这种管理可能并不是容易的事情。企业可能会面临各种挑战，如供应商不配合，政府法规不健全，以及供应商进行环境管理的能力有限等。尽管存在这些问题，但是企业必须设法提高整条供应链的环境管理能力。尤其是大公司可能拥有大量的环境管理意识和管理能力都并不尽如人意的中小供应商。在这种情况下，大公司可以采取对这些供应商进行培训和技术支持的办法来提高供应商的绿色化水平。这种支持不仅能够提高供应商的能力，而且将促进双方的合作与交流。这样，一方面中小供应商在环保方面得到了大公司的培训和技术支持，另一方面大公司和供应商之间也可以相互探讨，互相学习。另外，为了满足那些还不能通过这些途径提高自身环保能力的企业，第三方组织的培训和支持也能起到相应的作用。第三方组织既可以是非营利性组织，如可持续发展中心，也可以是今后随着需求的发展而形成的私营咨询公司。

通用汽车公司（GM）是被 US - EPA 认定的实施绿色供应链管理的标兵企业。早在 1989 年，GM 就开始实施供应商培训计划。1996 年，GM 又将资源节约、环境保护等内容列入供应商培训计划，并且对世界范围内的 140 多个供应商进行了培训。1998 年 1 月，GM 邀请 8 个供应商组成了一个供应商环境咨询小组，旨在开拓 GM 与供应商之间的合作途径，包括如何把环境因素融入设计、制造等过程。在供应商咨询小组最初的几次会议上，GM 就确定了与供应商合作的短期和长期计划。另外，GM 还与供应商环境咨询小组一起拟定了一个 GM 供应链的环境声明。GM 将该声明邮寄给世界 650 个大供应商，明确提出 GM 对供应商环保行为的期望，以及 GM 供应链不断提高环保水平的重要性（郑迎飞等，2001）。

（3）途径三：研发合作

在研发过程中，有供应商的参与将大大加快制造企业的创新活动，从而使产品更清洁、质量更优。另外，制造商也可协助供应商改进原材料和包装。

4. 供应商面向制造商的环境合作：以美国化学品管理服务为例

对于一些特殊的投入物来说，供应商有时具有很强的关于该产品使用

的专业化知识，因而可以通过自己所具有的这些专业化知识帮助制造商来提高资源的使用效率。这种供应商面向制造商的环境合作方式是通过“产品服务化”的方式来实现的。所谓“产品服务化”就是供应商认识到制造商真正需要的是产品所提供的服务而不是产品本身，因而帮助制造商进行投入品的管理，将提供有形的产品扩展到基于产品的增值服务。产品服务化在通过商业模式的创新实现制造商资源减量化的机会与潜力的同时，也为供应商提供了新的利润来源。

产品服务化之所以有助于提高制造商资源生产力，有多方面的原因（宋高歌等，2005）。一是改变了激励。服务供应商获得报酬依据的是所提供的服务，有形产品只是作为服务的载体，不再与供应商利润紧密联系。二是产品功能的实现在相当程度上是由使用过程决定的，通过服务把上游的专业知识引入产品使用阶段，提高产品功能实现过程的效率。三是产品服务化面对的客户是产品的消费者，不是价值增值者。消耗品的使用通常不是客户的核心流程，很难分配足够的资源来提高流程效率，引入外部知识就是一种比较好的选择。四是作为一种管理活动的外包，产品服务化引导上下游企业合作提高资源生产力，大量的供应链研究表明，在分散决策的供应链上，企业间的合作通常能够提高供应商的整体效率。

资源生产力的提高为实现循环经济的目标创造了条件，符合循环经济所追求的源头控制、资源节约的思想。特别是能源管理服务、化学品管理服务等与环境密切相关的产品服务化项目，给企业带来的环境收益更高。下面我们将以美国的化学品管理服务为例考察供应商面向制造商的环境合作的产业组织特点。

（1）化学品销售模式的转变

传统的工业供应都是以产品为中心展开的。但客户很多情况下需要的是服务而不是产品，它们需要的是负担得起而且可靠的运输而不是汽车，能源动力而不是天然气或电力，信息的获取而不是计算机，清洁机械零件而不是溶液。在激烈的化学品市场竞争将产品的利润摊得越来越薄的情况下，化学品供应商开始逐渐转变以提供产品为中心的经营模式，转向为客户提供额外的增值服务来获取利润。一些具有创新意识的化学品供应商正在转型为化学品服务的提供者。它们为客户管理化学品的库存、帮助客户提高化学品的使用效率、减少化学品的污染排放、处理化学废弃物等，而

不再仅仅是出售产品。

图3－8是一家典型的化学品供应商的服务内容。这些化学品供应商是以服务和功能的提供者而不是产品本身作为商业战略定位，以此作为创造利润的基础。这种化学品供应模式的创新被称为“化学品管理服务”（Chemical Management Services，简称CMS）。在这种新的化学品供应模式下，客户与化学品供应商不再是简单的供应关系，而是与化学品服务提供者结成了战略联盟，购买的也不再是产品，而是供应商协助客户进行化学品的购买、管理、跟踪化学品的“管理服务”。客户根据供应商的服务而不是销售数量进行补偿，激励供应商的盈利动机与客户希望减少化学品使用成本的动机融合起来，从而对化学品的获取、使用和处置进行全生命周期管理。

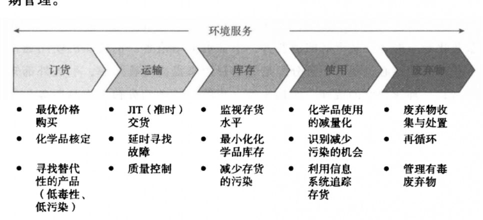


图3－8　供应商的生命周期化学品管理服务与污染削减

（2）CMS利润的实现

在传统的化学品供应链中，供应商是通过增加化学品的销售而扩大利润的（如图3－9a所示）。供应商有持续增加产品销售的动机，使其面临着与客户利益的潜在冲突。供应商可能阻碍能够减少化学品使用量与成本的信息向客户流动，隐瞒其在有效利用化学品方面的专业化知识。因此，供应商存在着诱使客户多消费的“道德风险”问题。对于客户而言，更关心供应商的产品价格问题，会选择在价格上最具竞争优势的供应商，而不是那些提供高质量服务的产品供应商。供应商的“道德风险”与客户的“逆向选择”加剧了他们之间的不信任程度，减少了双方共同努力以创造潜在利益的机会。

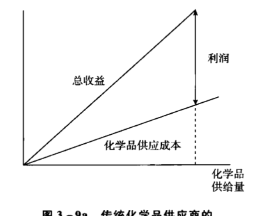


图 3－9a　传统化学品供应商的利润实现

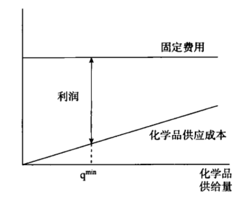


图 3－9b　CMS 下的化学品供应商利润实现

CMS 是一项创新性的化学品供应战略，它解决了化学品供应商的道德风险与客户的逆向选择问题，实现了上下游企业的“双赢”。在 CMS 的供应商与客户的关系中，经济激励将供应商的绩效目标与客户的绩效目标结合起来。供应商只有持续地减少客户的化学品使用量和废弃物的排放量，持续地提高生产过程与产品的质量才能增加利润，这部分利润由客户与供应商共同分享。为了达到提高化学品使用效率的目标，需要在供应商与客户之间按照各自的核心竞争力划分相应的职责。一般做法是客户指定化学品的使用细则，然后由供应商直接负责这些目标的实现。图 3－9b 是双方交易关系与利润实现过程的一个简要说明。化学品的使用客户与供应商通常订立一个固定费用的合同，规定了客户在每个时间段（月或年）或者为生产的每单位产品而需要向供应商所付的费用。由供应商保证客户的化学品供给，同时附带有相关义务的条款（比如帮助客户存储化学品防止污染，帮助客户处理使用后废弃的化学品等）。由于供应商的收益是固定的，就有激励在满足客户的基本要求下尽量减少化学品的投入成本以增加利润。在图 3－9b 中，假设 q^{min} 表示满足客户要求的最小化学品供给量。当 $q < q^{min}$ 时，尽管供应商的利润可以增加，但无法满足客户的基本需要；当 $q > q^{min}$ 时，供应商的利润减少，供应商没有动机继续增加供给量。因此，供应商与客户的利益被捆绑在一起，双方都希望尽量减少化学品投入。供应商减少化学品投入成本的主要途径是利用自身在化学品方面的专业知识加强对客户的化学品管理、提高使用效率。

CMS既提高了客户的资源生产力，也提高了客户的环境绩效，下面两个专栏是福特公司和DELTA航空公司在CMS模式下实现经济收益与环境收益的实例。

专栏：PPG/Chemfil帮助福特Taurus装配厂进行化学品管理

公司	福特Taurus装配厂伊利诺斯芝加哥
产业	汽车
合同	Dan Uhle，环境控制经理；(773) 646-7472
供应商	PPG/Chemfil Ted Camer，芝加哥工厂现场管理；(773) 646-7251
项目名称	流体管理 溶剂管理
开始时间	1988
化学足迹	厂区内除了油漆、密封剂和润滑油外的化学品
合同结构	• 每车费用（单位定价）基于历史的化学品使用量 • 每年费用与产量无关
绩效期望	随着福特生产效率的提高每车费用也逐渐减少
供应商服务	• Chemical acquisition from Tier 2 suppliers • 存货与分销管理 • 容器管理 • 质量保证与维修监督 • 测试及实验室分析 • 产品与工艺工程开发 • VOC排放减少培训 • EHS研究与培训 • 解决加工与废物问题
收益	• 18个月内VOC排放量减少了47% • 化学品订单数量减少到1次/年 • 减少27%的废水污泥，节省$50000/年处理费 • 化学品成本稳定或下降 • 提高了成品质量，减少了重复工作量 • 改进了库存控制，减少了存货成本 • 改善了现场的安全与健康条件 • 环境履约报告更易执行

- 伊利诺州长的污染防治应用奖

资料来源：Chemical Strategies Partnership 案例库

总结

福特汽车公司和PPG/Chemfil的合作关系始于1988年。PPG/Chemfil对福特Tauzus装配厂区内除油漆、密封剂和润滑油外的其他化学品负全责。因为PPG/Chemfil的收费是基于单位产品而固定不变的。因此，他们不断努力以提高化学品的使用效率，福特公司从该项目中得到了很多收益。例如：稳定或者下降的化学品成本，使环境履约报告更易执行、减少了VOC排放量，以及提高了现场的健康与安全保护条件。

专栏：DELTA航空公司的化学品管理服务

公司	DELTA航空公司
供应商	Interface LLC
项目名称	化学品管理
开始时间	1995年底
合同结构	• 材料以成本价供给，所有折扣归DELTA航空公司 • 做为DELTA航空公司的代理，Interface LLC的基本所得由与DELTA航空公司的谈判决定 • 化学品管理费用另计。该费用包括固定费用与浮动费用两部分 • 节约下来的成本由双方共同分享
项目开始前情况	• 每年购买1500万美元的化学品 • 1500种规格 • 350个不同的化学品供应商 • 140种废物流 • 每年35万笔交易
绩效期望	• 更有效地管理化学品，利用JIT在正确的时间、以正确的价格将正确的产品交付到使用地点 • 通过化学品的生命周期管理降低产品总成本 • 减少化学品存货，从而减少有害物质的使用、空气污染、废物量 • 建立集中环境信息系统处理化学品生命周期数据库，监测污染排放，提高数据整合性 • 提高工人的安全和环境意识
供应商服务	• 采购：采购化学品，发订单，存货投资，保险和赔偿 • 物流：为DELTA提供全球的支持，包括化学品处理、存储、JIT、条形码标记和无线扫描、设施与设备等

	• 环境：环境费和信息管理
	• 履约、报表与库存管理的信息系统
收益	• 净收益超过 250 万美元
	• 与化学品及其合成品的生产者价格指数相比，减少 30% 的化学品成本
	• 化学品供应商由 350 个减少到 1 个
	• 节省了 3 万平方英尺的场地租金
	• 货架相关损失减少了 75%
	• 消除库存浪费每年节省了 25 万美元
	• 交货成功率由供应商保证，成功率由 93% 增加到 98%
	• 将现场的化学品风险降到最低从而节省了保险金
	• 符合美国联邦航空局，环保局，交通运输部和劳工部职业安全与卫生监督局的管制规定，改进了 epcra&neshaps 空气质量报告

资料来源：Chemical Strategies Partnership 案例库

总结

DELTA 航空公司从 1994—1995 年间开展了化学品管理项目。通过与 Interface LLC 的合作，DELTA 航空公司迅速提高了交货成功率、存货管理水平、环境报告质量以及环境监管的履约能力。DELTA 航空公司共减少了 30% 的化学品成本，以及 30% 的化学品使用量。这种消减水平给每年化学品开销近 1500 ~ 1600 万美元的 DELTA 航空公司带来很大的收益。

（3）CMS 的产业组织特征

非营利组织 Chemical Strategies Partnership 对美国 CMS 产业发展状况进行了调查，出版了一份研究报告《Chemical management services industry report 2004》。该研究报告对占据全球 CMS 市场 85% 份额的 13 家主要 CMS 供应商及其 10 家客户的情况进行了调查，认为美国是目前 CMS 市场规模增长最快的地区。我们下面就以这份报告的统计数据为依据，对最具典型性的美国 CMS 产业发展状况进行分析。

①CMS 供应商的产业结构

CMS 供应商集化学品生产企业、咨询企业、分销商、服务提供商、废弃物出售者（waste vendors）等多种角色于一身。CMS 供应商通过精简客户的供应链为客户创造价值。当客户所需的化学品投入种类较多、要由多

家企业来供应时，客户通过一个主要的供应商（即一级供应商，Tier I）来管理其他的化学品供应商（即二级供应商，Tier II）。一级CMS供应商与客户建立长期战略关系，代表客户的利益与大量的二级供应商进行交易。该一级供应商也可能同时是其他CMS供应商的二级供应商。CMS供应商之间这种广泛的合作关系能够满足客户较为复杂的、综合性的要求。

在CMS供应商中，有75%的企业是大型的化学品生产企业，它们有专门的CMS部门提供化学品管理服务。这类企业是“产品型”的化学品管理服务供应商。另外25%的CMS供应商不生产化学产品而仅仅提供化学品管理服务，这类企业是纯粹“服务型”的化学品管理服务供应商。以下我们分别将这两类CMS供应商称为“P型的化学品管理服务供应商”（简称P－CMS）与“S型的化学品管理服务供应商”（简称S－CMS）。P－CMS供应商通常以使用它们产品的企业为目标客户。但是对于这类供应商能否提供最优的化学品管理服务却存在争议。一些客户认为CMS供应商只有对客户所需化学品拥有足够的化学知识才能给客户带来价值、提供更好的服务。67%的客户将是否具有产品的专业化知识做为选择供应商的最重要参考因素，它们倾向于选择P－CMS供应商。但也有一些客户认为，化学品生产企业做为服务供应商存在着“道德风险”，因为即使在竞争对手的产品更便宜、更适合的情况下，P－CMS供应商可能仍然会选择本企业的产品。S－CMS供应商相比P－CMS供应商的规模要小得多[1]，它们通常服务于那些需要多种化学品投入且没有一种化学投入品占主导地位的客户。S－CMS供应商通过为客户协调可靠的物流，提供更好的信息管理以及优化化学品的使用以提高生产效率而获得收益。目前CMS主要服务于汽车、航空、汽车零部件等11个行业（具体情况见下图3－10）。

[1] 在Chemical Strategies Partnership的调查报告中，P－CMS供应商的年销售额超过10亿美元，而S－CMS供应商的销售额大多在5000万美元以下。

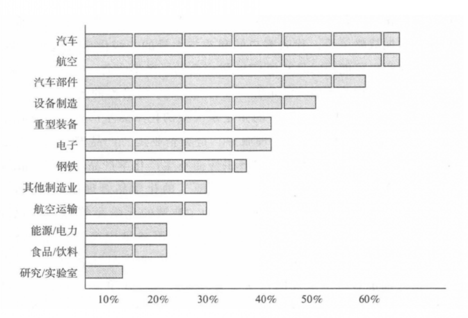


图 3-10　CMS 供应商服务于各行业的百分比

注：一个 CMS 供应商可能服务于不止一个行业

在 2003 年，这 11 个行业给 CMS 供应商带来了约 12 亿美元的收益。Chemical Strategies Partnership 报告中 13 家 CMS 供应商的收益情况如图 3-11 所示：

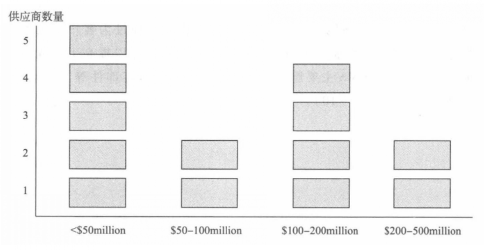


图 3-11　CMS 供应商的年收入

②消费市场结构

CMS 消费市场一个最明显的变化就是参与者越来越多（见表 3－2）。2000 年只有 5 家企业作为 CMS 的消费者，2003 年增加到 11 个产业，其中 4 个产业有超过 30% 的企业选择了 CMS。一旦行业的一些领导企业选择了 CMS，行业内的其他企业就会迅速跟进。由于越来越多的企业认识到了 CMS 的价值，市场容量不断扩大，这为其他 CMS 供应商进入这个市场提供了机会。

表 3－2　11 个产业中选择 CMS 的企业比例

产业	选择 CMS 的比例（2004）	选择 CMS 的比例（2000）
汽车	75%～80%	50%～80%
汽车零部件	30%～40%	包含在汽车产业中
重型装备	15%～25%	15%～25%
航空制造	25%～30%	5%～15%
航空运输维修	40%～50%	10%～20%
电子	30%～40%	30%～40%
钢铁	20%～30%	—
能源/电力	<10%	—
设备制造商	<10%	—
食品/饮料	<10%	—
研究/实验	<10%	—

化学品的管理包括从交货到使用再到废弃物处理的一个完整的产品生命周期。但目前，有毒的化学品废弃物的处置服务并没有被供应商在 CMS 中广泛地提供。这是因为：第一，在选择 CMS 之前，客户本身就可能已经存在一套较完善的废弃物管理制度了；第二，化学品废弃物的处理责任重大，现有为客户提供废弃物处置服务的供应商已经与客户建立起长时间的信任关系了；第三，CMS 的供应商可能帮助客户对有毒废弃物进行现场打包，但并不具有运输与最终处置所需的基础设施。如果客户提出对废弃物进行处置的要求，许多 CMS 供应商就会将该服务转包给废弃物处理公司。随着越来越多的客户对废弃物处置服务的需求增加，CMS 与废弃物管理企

业形成战略联盟将成为可能。

③合约要点

CMS 供应商与客户的合约一般是 3～5 年。当客户逐渐认识到 CMS 供应商带来的价值后，双方会进一步建立信任关系，客户要求的服务内容也会进一步增加。有 70% 的客户表示，与 CMS 供应商的合约在合作一段时间后，服务的范围都有所扩展。双方签订的合约包括两个要点：一是除了标准的条款外，一个成功的合约必须有明确的供应商服务绩效标准与客户对供应商的补偿机制，作为双方履约情况的考核依据。在一个 CMS 项目开始之前，双方必须对成本与绩效有一定程度的共识。二是价格。CMS 供应商的报价方法是以客户的化学品需求量的价值作为作价基础，承诺在以后的 3～5 年内每年都削减一定的百分比。因此，客户的化学品投入成本只会逐渐减少而不会增加。尽管客户可能不知道化学品生命周期的总成本，但只要客户了解自己购买化学品的成本，合约价格条款就可以很容易确定。最近，CMS 供应商的报价除了以化学品需求量的价值作为作价基础外，还附加上了管理费，通常为化学品需求量价值的 15%。这部分管理费是从 CMS 供应商为客户所节约的成本中支出的。图 3－12 是 Chemical Strategies Partnership 对 13 家 CMS 供应商的各项收益来源的一个统计。

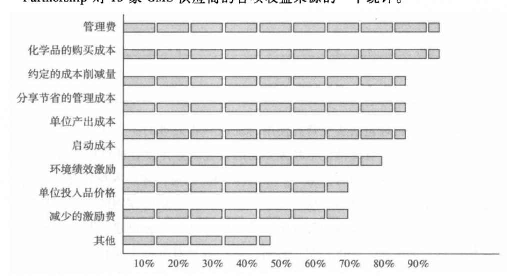


图 3－12　CMS 供应商的各项收入中，13 家企业中拥有该项收入的企业所占比例

④CMS 供应商的收益

收入增长。从 2000 到 2003 年间，所有的 CMS 供应商的销售收入都有所增长，但各个企业的增长幅度不一样。在 2003 年，有 27% 的企业销售收入增长率超过 30%，27% 的企业销售增长率在 11% ~20% 之间，10% 的企业销售增长率位于 6% ~10% 之间，36% 的企业销售增长率在 0% ~5% 之间。总体来看，超过 50% 的企业年销售增长率超过 10%。

利润来源变化。2003 年各个企业的利润率位于 5% ~25% 之间。CMS 供应商的利润主要来自管理费和分享客户节省的成本。考虑到有 75% 的 CMS 供应商同时还为客户供应产品（即是 P – CMS），这一利润来源说明供应商与客户的合约内容开始转向高附加值的服务。

⑤制造商的收益

a. 经济收益。据 CMS 供应商的估计，CMS 项目第一年能给制造商削减 5% ~20% 的成本，在合约的第一个三年内，平均每年成本削减 6% ~10%，合约到期（通常是 5 年）时，成本削减水平降到 0% ~5%。在合约的第一年，成本的削减主要是通过减少化学品使用，降低化学品价格，改进生产过程来实现的。其中化学品使用的减少是由于提高了存货的管理水平，价格的降低是因为一级供应商代表客户有很强的与二级供应商的讨价还价能力，生产过程改进是通过利用专业知识提高化学品使用效率来实现的。还有些成本上的削减是难以估计的，比如，减少了 20% 因订单错误而延误的时间，减少了 5% ~10% 的工程师跟踪化学品的时间等。

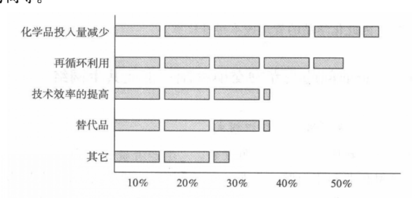


图 3 –13　在 CMS 中实施特定减少化学品污染排放措施的企业比例

b. 环境收益。从长期看，化学品投入的减量化与生产过程的改进是成本削减的主要来源。这说明 CMS 通过改进生产过程进而减少化学品的投入，不仅创造了价值，而且产生了环境收益。减少了化学品的投入，同时也就减少了污染排放。有 54% 的 CMS 供应商认为他们通过为客户提供减量化的服务减少了污染排放，46% 的 CMS 供应商通过再循环再利用减少了制造商的污染排放。其他实施了某项减少化学品污染排放的企业比例如图 3－13所示。

c. 目前的主要问题。

目前存在着以下三个因素阻碍着 CMS 市场的进一步扩大。

第一，制造商可能存在一些 CMS 的替代性选择，这些替代性选择能够实现 CMS 的部分功能。比如信息管理系统使制造商能够更好地进行化学品的管理，从而减少对 CMS 的依赖。制造商会认为拥有了信息管理系统后，不再需要供应商的现场服务了。然而，实践表明，拥有复杂的化学品管理信息系统的企业很少能够发挥信息系统的功能，也很少能够充分利用提升化学品管理的潜在机会。

第二，实施过程往往缺乏效率。供应商与制造商的签约一般要 6～12 月，有的合约甚至是签署后从未实施。当 CMS 服务的对象是政府或大学时，高度的官僚化体制经常使向供应商付酬的时间被拖延。斯坦福大学线性加速器中心的 CMS 项目从调查到开始实施用了五年时间。

第三，化学品总成本的核算。传统的会计方法不能反映化学品生命周期的真正成本。据估计，化学品管理成本可能是化学品购买成本的 1～10 倍。现有的会计体系只核算了购买成本，而化学品的管理成本是分散在各个部门的，因此化学品的管理成本很难核算。

3.3 企业间的废弃物交换机制：工业共生网络

1. 工业共生网络及其组织模式

从企业间物质流动关系的角度看，“生产者责任延伸”主要涉及消费后的产品回收利用问题，企业并不是以生产过程排放的废弃物为交换对象。绿色供应链则是以企业间合作来减少对环境有害物质的产生，而链上企业间交换的还是正常产品而不是废弃物。因此，我们在上面讨论

的“生产者责任延伸”与“绿色供应链”都不具有直接处理工业系统生产活动所排放的废弃物的特征。然而生产活动排放的废弃物会直接危害环境，尽管“清洁生产”以及“绿色供应链”上企业间进行环境合作可以减少一部分废弃物的产生，但工业系统就像自然界的新陈代谢一样，生产过程排放废弃物是不可避免的。工业共生网络恰恰以生产过程产生的副产品（剩余物质和能量）为联系纽带，将多个企业联系起来，弥补了其他两个机制——“生产者责任延伸”与“绿色供应链”——在环境治理上的不足，构成了循环的经济的重要运行机制之一。循环经济三种运行机制在环境治理问题上的各自侧重点不同，我们以图3-14来表示它们之间的关系。

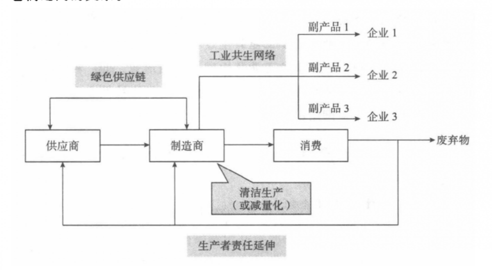


图3-14　循环经济三种运行机制在产品链上环境治理的各自侧重点

所谓“工业共生体”（industrial symbiosis），丹麦卡伦堡公司出版的《工业共生》一书中将其定义为[①]，是指相互利用副产品的工业企业合作关系，通过这种合作，共同提高企业的生存能力和获利能力，同时，实现对资源的节约和环境保护。从组织特点上来说，具有工业共生关系的企业构成了一个网络组织。由于工业共生成员企业间很强的“资产专用性”引起了较高的交易费用，导致很难由市场自发形成。而在由市场自发形成的工业共生体中，其稳定性与演化的路径又是我们所关心的基本特征。本节我

① 转引自王兆华，武春友（2002）。

们将主要研究工业共生网络的稳定性与演化路径问题，以考察成员企业间的组织特征。而由“资产专用性”引起的交易费用问题以及其对组织特征的影响，我们将在下一章进行考察。

工业共生网络具有生态系统的某些特征，所以可以借鉴生物学对生物种群关系的分类方法，根据企业在共生合作过程所表现出的特性将企业大致分为两类：独立性企业和依赖性企业。独立性企业对与之合作的企业不具有很强的依赖性，合作方即使中断共生关系，对该企业的生态效益不具有决定性的影响。依赖性企业在通过副产品或原材料进行交换的过程中，对与之合作的企业具有很强的依赖性，一旦合作方削弱或中断共生关系，该企业很可能无法获得其他原料来源或承受专有设备投资造成的经济损失，从而导致共生效益锐减，并趋向于零。这种划分虽然具有一定的局限性和相对性，但却客观地描述了工业共生过程中所表现出来的特性。这两类企业之间可以形成三种基本的工业共生网络组织形式，即：独立企业之间的合作、独立企业与依赖性企业之间的合作、以及依赖性企业之间的合作。这三种基本的工业网络组织结构见图 3－15。

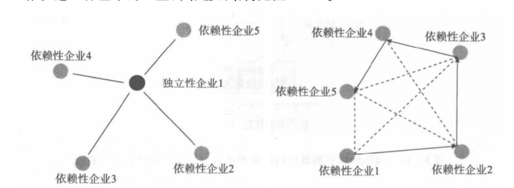


图 3－15a　独立性企业与依赖性企业组成的工业共生网络结构

图 3－15b　依赖性企业之间组成的工业共生网络结构

由独立性企业和依赖性企业组成的网络结构具有星形辐射的特点，以独立性企业为中心，依赖性企业围绕独立性企业而运作，独立性企业支撑着依赖性企业。依赖性企业之间组成的网络结构特点是任何一个企业都与其上游的企业组成很强的联接关系，而且这种关系是像链条一样传递下去的。在图 3－15b 中，我们以实线表示依赖性企业之间的联系，虚线表示依赖性企业间的或有联系。在由独立性企业组成的工业共生网络中，尽管两

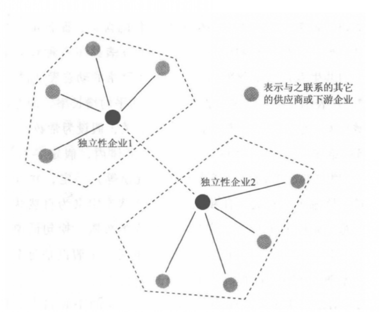


图3－15c　独立性企业之间组成的工业共生网络结构

个共生的企业之间存在一定的依托关系，但它们都还有自己的与之具有投入产出联系的供应商或下游企业。在网络结构图上，表现为两个企业形成两个独立运作的子网，两个子网通过两个独立性企业发生联系。

2．工业共生：稳定性条件

生态工业园中的共生企业和自然界中生物种群共生的进化过程相类似，同样经历一个产生、发展和稳定共生的演化过程。因此，可以运用系统演化的动力学方程描述工业共生网络的演化进程。

可以借用生物学中描述不同种群共生现象的逻辑斯蒂（Logistic）模型来描述工业共生现象的动态演化过程，在模型中，将处于共生演化过程中企业所经历的经济、环境绩效的变化简化为共生效益。所谓共生效益，是企业在参与工业共生的过程中取得的经济效益与环境影响（即原材料、能源的使用和废弃物的排放量）的比值，是对经济和环境双赢状态的客观描述，通过对共生效益变化的刻画描绘工业共生的演变过程。

（1）假设条件

假设1：用 x_i（t）表示企业 i 的共生效益，即假定企业效益是时间 t 的函数。出于处理上的方便，时间 t 所表达的内容要稍加修改。在这里，时间不仅具有通常意义上的含义，并且还含有技术、信息沟通绩效、交易

成本、资源利用效率等全部影响共生因素变化的含义，而且由于这些因素都可以简单地被认为是时间的函数，因此时间 t 表达了一种较为宽泛的含义。用企业的共生效益的变化来刻画工业共生网络的动态发展过程。

假设 2： r_i 表示企业 i 所在行业生态效益的平均增长率，即企业生态效益的内禀增长率，它与行业本身的固有特性有关，假设为常数。

假设 3： 给定的一段时间内，在工业共生体内，假定各种要素禀赋（包括技术、原材料、劳动力、资本和市场规模等）一定，并且我们把各种生产要素、资源等的有效组合和充分利用的状态定义为自然状态。在自然状态下，每个企业的生态效益将有一个潜在的极限，换句话说，存在一个最大生态效益，记为 N_i。因此，这里隐含的另一个假设是每个企业共生效益的增长率随共生效益的提高而下降并将趋于零。

假设 4： 假定在生态工业园中，存在共生关系的企业间，彼此的存在对对方的生态效益的增长起促进作用。用 σ_{ji}（$\geqslant 0$）表示企业 j 对企业 i 的促进作用。这方面可以通过规模效益、外部效益、共生合作等途径引起交易成本的降低、资源利用效率的提高、废弃物排放量的减少、工作效率的提高、激励方式的改进、名誉等集体财富的积累、创新条件的改善，从而促使企业的共生效益得到增长。

假设 5： 企业的自然市场规模饱和度对企业的生态效益的增长率有阻滞作用。定义企业 i 的自然市场规模饱和度为 x_i/N_i。

（2）演化的微分方程

我们引用生物学中的逻辑斯蒂模型来描述共生企业的生态效益的演化过程：

$$\text{独立性企业：}\frac{dx_i(t)}{dt} = r_i x_i\left[1 - \frac{x_1}{N_1} + \sigma_{21}\frac{x_2}{N_2}\right] \qquad i,j = 1,2,\cdots\cdots,N \tag{3-26}$$

$$\text{依赖性企业：}\frac{dx_i(t)}{dt} = r_i x_i\left[-1 - \frac{x_i}{N_i} + \sum_{j\neq i}\sigma_{ji}\frac{x_j}{N_j}\right] \qquad i,j = 1,2,\cdots\cdots,N \tag{3-27}$$

稳定性条件分析Ⅰ： 独立性企业间合作

在两个独立性企业实现工业共生合作时，有：

$$\begin{cases}\dfrac{dx_1(t)}{dt} = r_1x_1\left[1 - \dfrac{x_1}{N_1} + \sigma_{21}\dfrac{x_2}{N_2}\right] \\ \dfrac{dx_2(t)}{dt} = r_2x_2\left[1 - \dfrac{x_2}{N_2} + \sigma_{12}\dfrac{x_1}{N_1}\right]\end{cases} \tag{3-28}$$

解微分方程（3-28）得到均衡解：

$$E_1\left(\frac{N_1(1+\sigma_{21})}{1-\sigma_{21}\sigma_{12}},\frac{N_2(1+\sigma_{12})}{1-\sigma_{21}\sigma_{12}}\right),\ E_2(0,0) \tag{3-29}$$

将微分方程组在平衡点 E（x_1^*，x_2^*）进行泰勒展开，得：

$$\begin{cases}\dfrac{dx_1(t)}{dt} = r_1\left[1-2\dfrac{x_1^*}{N_1}+\sigma_{21}\dfrac{x_2^*}{N_2}\right](x_1-x_1^*)+r_1\sigma_{21}\dfrac{x_1^*}{N_2}(x_2-x_2^*) \\ \dfrac{dx_2(t)}{dt} = r_2\left[1-2\dfrac{x_2^*}{N_2}+\sigma_{12}\dfrac{x_1^*}{N_1}\right](x_1-x_1^*)+r_2\sigma_{12}\dfrac{x_2^*}{N_2}(x_1-x_1^*)\end{cases} \tag{3-30}$$

系数矩阵记为：

$$a = \begin{bmatrix} 1-2\dfrac{x_1^*}{N_1}+\sigma_{21}\dfrac{x_2^*}{N_2} & r_1\sigma_{21}\dfrac{x_1^*}{N_2} \\ r_2\sigma_{12}\dfrac{x_2^*}{N_2} & 1-2\dfrac{x_2^*}{N_2}+\sigma_{12}\dfrac{x_1^*}{N_1}\end{bmatrix} \tag{3-31}$$

把均衡点 E_1 和 E_2 分别代入系数矩阵 a，根据微分方程稳定性理论可知 E_2（0，0）不是稳定的平衡点，而 E_1 为平衡稳定点的条件是 $\sigma_{21}\sigma_{12}<1$。由于企业的对称性，稳定条件可转化为 $\sigma_{21}<1$，$\sigma_{12}<1$。在平衡稳定状态下，两家企业的生态效益分别为 $\dfrac{N_1(1+\sigma_{21})}{1-\sigma_{21}\sigma_{12}}>N_1$ 和 $\dfrac{N_2(1+\sigma_{12})}{1-\sigma_{21}\sigma_{12}}>N_2$，说明两者共生效益都大于各自独立经营时的效益。

稳定性条件分析Ⅱ：独立性企业与依赖性企业间合作

在独立性企业和依赖性企业实现工业共生合作时，有：

$$\begin{cases}\dfrac{dx_1(t)}{dt} = r_1x_1\left[1 - \dfrac{x_1}{N_1} + \sigma_{21}\dfrac{x_2}{N_2}\right] \\ \dfrac{dx_2(t)}{dt} = r_2x_2\left[-1 - \dfrac{x_2}{N_2} + \sigma_{12}\dfrac{x_1}{N_1}\right]\end{cases} \tag{3-32}$$

解微分方程（3-32）得到均衡解：

$$E_1\left(\frac{N_1(1+\sigma_{21})}{1-\sigma_{21}\sigma_{12}},\frac{N_2(-1+\sigma_{12})}{1-\sigma_{21}\sigma_{12}}\right),E_2(0,0) \tag{3-33}$$

将微分方程组在平衡点 E（x_1^*，x_2^*）进行泰勒展开，得：

$$\begin{cases}\dfrac{dx_1(t)}{dt}=r_1\left[1-2\dfrac{x_1^*}{N_1}+\sigma_{21}\dfrac{x_2^*}{N_2}\right](x_1-x_1^*)+r_1\sigma_{21}\dfrac{x_1^*}{N_2}(x_2-x_2^*)\\ \dfrac{dx_2(t)}{dt}=r_2\left[-1-2\dfrac{x_2^*}{N_2}+\sigma_{12}\dfrac{x_1^*}{N_1}\right](x_1-x_1^*)+r_2\sigma_{12}\dfrac{x_2^*}{N_2}(x_1-x_1^*)\end{cases} \tag{3-34}$$

根据微分方程稳定性理论可知 E_2（0，0）不是稳定的平衡点，而 E_1 为平衡稳定点的条件是 $\sigma_{21}<1$，$\sigma_{12}>1$，$\sigma_{21}\sigma_{12}<1$。在平衡稳定状态下，两家企业的生态效益分别为 $\frac{N_1(1+\sigma_{21})}{1-\sigma_{21}\sigma_{12}}>N_1$，说明独立性企业工业共生取得的共生效益大于其独自经营时的效益。

稳定性条件分析Ⅲ：依赖性企业间合作

在依赖性企业间实现工业共生合作时，有：

$$\begin{cases}\dfrac{dx_1(t)}{dt}=r_1x_1\left[-1-\dfrac{x_1}{N_1}+\sigma_{21}\dfrac{x_2}{N_2}\right]\\ \dfrac{dx_2(t)}{dt}=r_2x_2\left[-1-\dfrac{x_2}{N_2}+\sigma_{12}\dfrac{x_1}{N_1}\right]\end{cases} \tag{3-35}$$

解微分方程（3-35）得到均衡解：

$$E_1\left(\frac{N_1(1+\sigma_{21})}{\sigma_{21}\sigma_{12}-1},\frac{N_2(1+\sigma_{12})}{\sigma_{21}\sigma_{12}-1}\right),E_2(0,0) \tag{3-36}$$

将微分方程组在平衡点 E（x_1^*，x_2^*）进行泰勒展开，得：

$$\begin{cases}\dfrac{dx_1(t)}{dt}=r_1\left[-1-2\dfrac{x_1^*}{N_1}+\sigma_{21}\dfrac{x_2^*}{N_2}\right](x_1-x_1^*)+r_1\sigma_{21}\dfrac{x_1^*}{N_2}(x_2-x_2^*)\\ \dfrac{dx_2(t)}{dt}=r_2\left[-1-2\dfrac{x_2^*}{N_2}+\sigma_{12}\dfrac{x_1^*}{N_1}\right](x_1-x_1^*)+r_2\sigma_{12}\dfrac{x_2^*}{N_2}(x_1-x_1^*)\end{cases} \tag{3-37}$$

根据微分方程稳定性理论，得到 E_1 不是稳定的平衡点，而 E_2（0，0）在任何情况下均为平衡稳定点。所以，从理论上来说，企业间的这种过度依赖的共生合作方式是不存在的。在实践中，若要这种网络存在并维持网

络成员的稳定性、安全性和完整性，必须有来自外部的“补贴”以提高网络成员的合作“收益”。比如公共部门以中介形式参与进来提供必要的服务，以提高成员间的信任度，降低网络的运作成本，或者采取直接对网络成员给予政策上的优惠等措施。

3. 工业共生网络组织的稳定与演化：进入与退出的影响

尽管从静态的角度看，网络内的企业联接关系越强，企业关系越稳定，工业共生体的稳定性也就越高；但从动态的角度看，企业间联接关系越强、越稳定，工业共生网络的组织上的灵活性也就越差（兰友根，2005）。工业共生网络的结构与组织灵活性之间存在着相互替代的关系。一个组织的稳定性与演化过程，在形式上主要表现为企业的进入和退出对该组织的影响，那么，我们将在不同的网络结构下，分析企业的进入与退出对工业共生网络组织的稳定与演化的影响。

（1）退出的影响

独立性企业组成的工业共生网络中，各个企业之间的联系较少，网络的稳定性较高。即使一个独立的企业退出，对其他的参与者的影响也非常小。在图 3－16 中，当独立企业 1 与独立企业 2 之间的联接被切断后，不会造成整个网络的动荡，各自的子网运行不受影响。

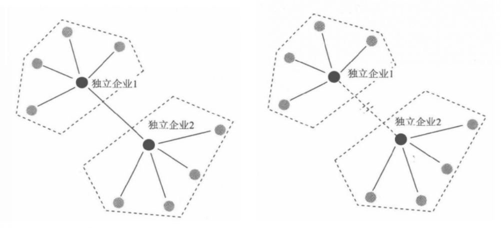


图 3－16　退出的影响：独立性企业组成的工业共生网络结构

在独立性企业与依赖性企业组成的工业共生网络中，依据退出的企业的类型不同，对网络的影响也不同。如果退出的是独立性企业，则由于依赖性企业失去了赖以共生的资源（或副产品），整个网络会陷于瘫痪。因

此，独立性企业的退出，对网络的稳定带来致命的破坏。在图 3 - 17 中间图中，独立性企业退出后，依赖性企业成为分散的节点，无法建立起任何联系。如果退出的企业是依赖性企业，不影响其他的依赖性企业与独立性企业的联接关系，整个网络仍可稳定地运行。在图 3 - 17 右图中，依赖性企业 5 退出后，网络的基本结构不受影响，其他的联接关系不变。

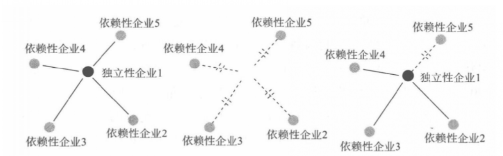


图 3 - 17　退出的影响：独立性企业与依赖性企业组成的工业共生网络结构

依赖性企业组成的工业共生网络中，当它们组成一个工业生态链时，一个企业的退出会导致网络的部分瘫痪。在图 3 - 18 左图中，箭头的方向表示副产品的流向，下游的企业以上游的副产品为投入，下游企业对上游企业形成很强的依赖关系。一旦其中的一个企业退出，比如右图中的企业 3 退出后，则此企业的后继企业都将失去原料或副产品的供应，导致依赖性企业 4 和 5 都瘫痪。

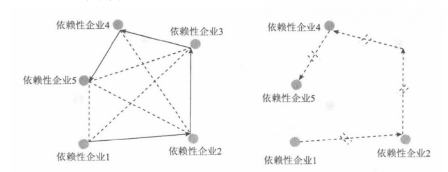


图 3 - 18　退出的影响：依赖性企业组成的工业共生网络结构

专栏：独立性企业与依赖性企业组成的工业共生网络
——独立性企业退出后的影响

广西贵港生态工业（制糖）园区为国家生态工业示范园区。该园是以贵糖集团的

制糖厂为核心企业建立起来的网络系统。由于制糖业是一种排污多、污染重的行业，特别是在中国这种制糖技术比较落后的国家，制糖企业造成的污染和浪费一直是该行业比较难以克服的一个大问题。为了解决这一问题，贵糖集团创建了一系列子公司或分公司来循环利用这些废物从而减少污染和从中获益。围绕制糖厂贵糖集团建立了酿酒厂、纸浆厂、造纸厂、化肥厂、水泥厂和发电厂，并承包了大量蔗田等，其企业共生网络如图3－19所示。

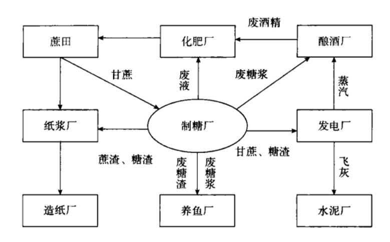


图3－19　贵粮集团企业共生网络图

由图可以看到，制糖厂是一个独立性的企业，其他企业是依赖性企业。贵港生态产业园网络结构具有特殊性，物质和能量逐级传递，实现了一定程度的闭路循环，节约了资源，又减少了对生态系统的破坏，获取了社会和环境效益。另外，物质和能量的集成以及副产品或废弃物的交换为园区企业带来了可观的经济效益。但根据《广西贵糖（集团）股份有限公司2005年年度报告》显示，2005年几年来连续干旱，甘蔗严重减产，糖市转旺，一些糖厂见机到公司辖区内哄抬价格大量抢购甘蔗，致使蔗区的正常营运秩序受到严重干扰和破坏，公司甘蔗原料严重不足，制糖生产基本处在低负荷运行状态。入厂甘蔗的大量减少又导致了公司造纸原料的缺口扩大。造纸业主营业务利润率减少了2.12个百分点，化工主营业务利润率则减少了3.64个百分点。
资料来源：沈石钰（2007）与朱睿（2006）

（2）进入的影响

企业的进入对工业共生网络可以起到增强稳定性的作用。在工业共生体内企（事）业数目逐渐增长的情况下，工业生态链不断丰富，产业链数目不断增加，产业间链接关系不断完善，工业共生系统的生产能力与资源

利用效率不断增强。随着新工艺、新技术的发展，工业系统内企业的环保技术改造，新的资源利用型企业的加入，会进一步丰富工业生态链接关系，也提供了新的工业代谢“食物”。在著名的丹麦卡伦堡工业共生体中，经过20年的发展，加入共生体的企业不断增多，也导致其结构越来越稳定。

表3-3　卡伦堡工业共生体的演化

	1975年	1985年	1995年
工业共生体内企（事）业数目	4个（Statoil精炼厂、Asnaes电站、Gyproc公司、卡伦堡市）	8个（Statoil精炼厂、Asnaes电站、Gyproc公司、卡伦堡市、Novo Nordisk公司、Aaborg Portland水泥公司、Asnaes养鱼场）	9个（Statoil精炼厂、Asnaes电站、Gyproc公司、卡伦堡市、Novo Nordisk公司、Aaborg Portland水泥公司、Asnaes养鱼场、Kemira公司）
工业生态链数目	10条	16条	22条
新增企（事）业数目	0个	3个	1个
新增企业链数目	0条	6条	6条

资料来源：徐大伟、王子彦、谢彩霞（2005）

第4章　纵向关系与企业间环境治理的产业组织特征

上一章对循环经济运行机制的考察，主要是从其不同于传统末端治理的两个重要方面来展开的。我们看到，循环经济的一个重要特征是就是涉及纵向企业间的环境合作。而本章将进一步分析这种纵向企业间的环境治理所具有的产业组织特征。为了便于分析问题，我们首先利用绿色供应链理论与工业生态学理论建立起一个新的分析框架，对环境治理的纵向组织形式进行分类。然后，分析交易的特征如何影响着企业采用何种组织形式（一体化方式还是纵向控制方式）来完成一项对交易方具有环境约束力的交易。最后，分析了纵向企业间环境约束的驱动者与产业链的治理结构。基于以上的分析，我们提出了一种适应循环经济运行机制的创新性环境管制措施，即面向供应链的环境公共政策。由于面向单个企业治污的环境政策存在缺乏激励和不完全信息问题，易导致治理成本高昂，而面向供应链的环境公共政策也许可以起到很好的补充作用。

4.1　供应链管理与环境管理的结合：绿色供应链管理

随着环境问题成为全球商业活动关注的重要问题之一，企业开始纷纷将环境管理集成到企业的战略规划与日常运营中。其中一个引人注目的方式就是在传统的供应链管理中充分考虑各种活动的环境影响，通过上、下游企业的合作，从产品的设计、材料的选择、产品的制造、产品的销售以及回收的全过程中考虑环境整体效益最优化，同时提高企业的环境绩效和经济绩效（朱庆华，2004；王能民等，2005）。

有三个原因促使环境管理与企业的供应链管理进行融合：第一，人们逐渐认识到，依赖于单个企业的资源减量与污染减排并不一定是最优的环境治理模式。有效的环境治理可能要求处于一条完整的供应链上的企业通力合作才能得以实现。例如荷兰环境保护规划推进的一体化链管理（Inte-

grated Chain Management）就是出于这种考虑（Cramer，1996）。第二，供应链管理所特有的采购和供应企业管理方式为上下游企业共享环境信息、提高环境治理绩效的同时，为最大限度保持竞争优势提供了一种可行途径。因此，当环境管理以供应链的方式推行时，相对于传统方式，其实施成本更低。第三，很多企业为了保持核心竞争优势而将自己的一些业务外包给其他企业来做。如果不对接包企业进行有效管理，就可能影响到发包企业的最终产品能否符合各项政府环境管制措施或认证规定。基于这些基本认识，企业的运营管理者和价值链管理者开始有意识地将环境管理集成到企业的战略规划与日常运营中（Handfield，1997）。

目前研究循环经济更多关注的是物质流动过程的描述，而对影响物质流动与信息流动的行为特征研究较少。有鉴于此，本部分从纵向关系的角度分析企业间环境治理的产业组织特征。

4.2 纵向关系企业间的环境治理：分析框架与基本类型

1. 纵向关系企业间的废弃物质利用

根据 Lambert（2001），一个生产过程的投入产出可以用图 4 - 1 中的左半部分来表示，例如生产过程 X 以能量、辅助性材料或设施以及原材料或中间品等作为投入品生产出下游企业所需要的产品（product），同时也可能产生联产品（co - product，如稻谷生产大米时分离出的米糠）、副产品（by - product，如稻壳），排放残余物（residual - product）并泄漏出能量（outgoing - energy）。下游企业既可以利用上游企业的“合意品”（desirable goods，企业正常要生产出来的产品）进行生产（如 X→A→Y 过程），也可以利用“非合意品”（non - desirable output，伴随正常品的其他产品如各种副产品、联产品、残余物、次级能量等）进行生产（如“X→B→Z_1”、“X→B→Z_2”、“X→B→Z_3”、“X→B→Z_4”）。

目前，供应链上的环境治理主要是在管理学（尤其是运筹管理）以及工业生态学两个学科领域中开展广泛研究，而这两个学科所研究的供应链形式从产品流动的角度看又各不相同。在管理学尤其是运筹管理领域，主要研究以“合意品”为纽带建立起的供应链企业间的环境治理。它是在传统的供应链管理强调快速、准确响应用户需求的基础上，集成了对供应商

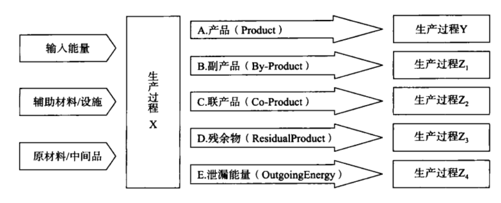


图 4－1　供应链间物质的流动类型

的环境管理内容的供应链，也被称为绿色供应链。目前，对绿色供应链管理的研究主要集中在如下几个方面：链上企业的战略合作与信息共享（Lamming&Hampson，1996；Theyel，2001）；供应商的选择与评估（Green，1996；赖义方，2003）；绿色供应链的体系结构、设计、运营管理与绩效评价等（Geoffrey，2003；Zhu，2004；Stefan，2001）。

在工业生态学中，主要研究以“非合意品”为连接媒介建立起的供应链环境治理。由于在这类供应链中，下游企业主要利用上游企业的“废弃物”、“副产品”等作为投入，类似于自然生态系统的物质循环利用关系，因此也被称为“工业共生体”、“工业生态链”等。相关研究主要包括：工业共生网络的组织形式（王兆华和尹建华，2005；谢家平和孔令丞，2005）；“自上而下”与“自下而上”两种组建方式的效率（Desrochers，2004）；工业共生体的演进机制（魏晓平和李昆，2005）等。

绿色供应链与工业生态链始终在两个不同的领域进行研究，从国际上发表论文的期刊类型就反映出来。绿色供应链主要发表在运筹管理类期刊上，如 Journal of Operation Management 等。工业生态链文章主要发表在技术类期刊上，如 Journal of Cleaner Production。二者常常被混为一体，但实际上它们在思想基础、“链流”内容、“入链”动力、空间概念等方面均存在差异（沈萍等，2005）。

下面我们将建立起一种新的分析框架，以研究纵向关系企业间的环境治理问题。管理学领域中的绿色供应链和工业生态学中的工业共生体成为本文新的分析框架中的两个特例。

2. 环境治理的纵向组织形式

通常情况下，在涉及到供应链问题时，产业组织理论将其划人“纵向关系”专题进行研究。如果企业占有的连续生产阶段变多了，表明它进行了一定程度的纵向一体化，也意味着它的边界扩大了。完全的纵向一体化与完全纵向分离是纵向关系的两种极端形式，企业通常是通过签订纵向契约来控制纵向关系。交易费用理论是研究企业间纵向关系的一种重要分析工具。

在工业生态学中，涉及物质流动时，通常根据下游企业所利用的上游投人品的性质分成闭环流动与开环流动。如果下游企业利用上游企业“合意品”进行生产，上下游企业就构成一个开环的供应链；反之，如果利用“非合意品”进行生产，就构成一个闭环的供应链。

由于上下游企业的纵向关系和物质的流动构成了供应链环境治理的两个主要特征，因此以它们为两个坐标维度，环境治理的企业间纵向组织形式依据其在坐标维度上位置的不同，划分为如图4－2所示的四种类型。其中，“末端污染治理”是传统的单个企业开环式污染治理模式，不在讨论之列。而第Ⅰ、Ⅱ、Ⅲ种形式就是纵向关系企业间的环境治理。下面我们将分别分析这三种涉及环境治理的供应链的主要特点。

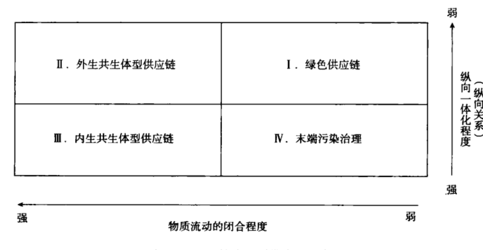


图4－2 环境资源型供应链的类型

（1）绿色供应链（Green Supply Chain），其供应链结构如图4－3a。这类供应链上的企业一般都是纵向分离的，采购商主要通过限制供应商的产

品或生产过程符合一定的环境标准而“绿化”整个供应链。从供应链上流动的产品角度来看，GSC的下游企业仍然是利用上游企业所生产的“合意”产品作为投入。因此，绿色供应链的特点是上下游企业是纵向分离，但存在着环境契约的纵向约束，同时物质流动是开环的[1]。

（2）外生共生体型供应链，其供应链结构如图4-3b。供应链中的下游企业利用上游企业的“非合意”产出（non-desirable output）作为投入，因此企业间是工业共生关系。从纵向关系角度看，供应链上的企业是追求利润最大化的独立决策单元，通过看不见的手自愿地建立起商业关系。

（3）内生共生体型供应链，其供应链结构如图4-3c。与外生共生体型供应链不同，这类供应链是在一个企业内部，按照工业生态学的原理充分利用生产过程产生的各种副产品、联产品或废弃物等“非合意产品”而建立起来的闭合供应链。因此这类供应链上的各个生产过程是纵向一体化的。

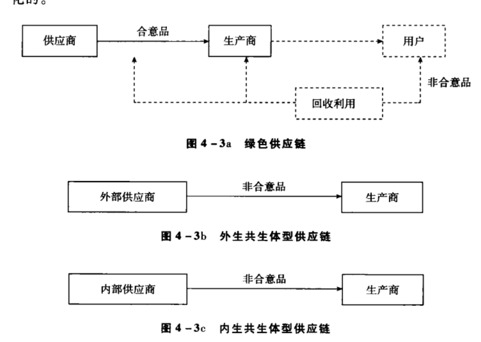


图4-3a 绿色供应链

图4-3b 外生共生体型供应链

图4-3c 内生共生体型供应链

① 需要指出的是，在目前的绿色供应链研究中，反向物流（reverse logistics）已经越来越成为研究的热点。但反向物流主要涉及的是“合意品”使用报废后的处理，而我们这里使用的“闭合程度”一词主要尊重工业生态学传统，判断“闭合”与否以生产过程产生的“非合意”产品的处理为标准。因此，将绿色供应链划入闭合程度低的一类供应链。

3. 三种环境治理纵向组织形式的特征比较

上述三种环境治理纵向组织形式的差异主要体现在理论基础、人链动力、链流内容、企业间纵向关系、企业间合作基础与环境管理方式等六个方面（如表4－1所示）。

表4－1 三种环境治理纵向组织形式特征比较

	绿色供应链	外生共生体型供应链	内生共生体型供应链
理论基础	供应链理论	工业生态学	工业生态学
人链动力	公众和政府的环境压力	廉价废物资源化利用	廉价废物资源化利用
链流内容	合意产品	废弃物质和能量	废弃物质和能量
纵向关系	独立的，存在纵向契约	独立的，长期关系	纵向一体化的
合作基础	供应链上强势企业的推行	市场利益的谈判或协商	基于行政命令
管理方式	链上强势企业为其他企业订立环境标准	企业间合作，将废弃物变为资源	企业内部自我管理

传统的供应链管理强调通过对供应商的管理实现对消费需求的快速响应，而绿色供应链是在传统的供应链管理的基础上融合了对供应商的环境管理，因此绿色供应链的理论基础是供应链理论。企业之所以主动对供应商的环境行为进行管理主要是迫于公众与政府部门的环境压力，如不主动对供应商进行管理就会导致最终产品不符合环境标准。在供应链上，企业间流动的主要是“合意产品”，采购商通过纵向环境契约约束供应商在产品、排放的废弃物质、生产的过程等方面符合一定的环境标准。竞争性的供应商迫于链上强势企业（通常是大的采购商）的压力而不得不符合标准，企业间的合作基础是通过市场利益这只手而传递的。以全球最大的家居用品零售商宜家为例说明这类供应链的环境管理（王能民等，2005）：为使在其连锁店中销售的家居用品符合环保标准，宜家公司对供应商设定了各种环境标准。例如，在投入的原材料上，宜家通过FSC（森林管理委员会）的认证对供应商的原材料产地进行管理，同时充分强调原材料的环境友好与消费者权益的保护；对于供应商的生产过程，宜家要求符合一定的环境管理制度如4SEA、ISO 14000、EMAS等，并跟踪检查，鼓励供应商以可持续发展的方式组织生产；对于物流的管理，宜家要求承运代理商必须达到最低的环境标准要求；在营销环节上，每家商场拥有一名环境协调

员，在商场员工中组织环境知识培训。宜家的这种管理方式是在传统的供应链管理目标比如成本、质量、速度的基础上，集成了对供应商的环境管理内容。

共生体型供应链由于其链上流动的物质是废弃物质，目前其理论基础主要是工业生态学。企业加入这种供应链的主要目的是在废弃物质中寻找可以资源化再利用的价值链。外生共生体型供应链上企业基于市场的利益而自愿谈判组成了一个工业共生体，依据长期的契约关系防止机会主义行为，依靠企业间的合作在获取利润的同时减少了废物排放。举世闻名的丹麦 Kalundborg 就是一个典型的外生型共生体。它是由发电厂、炼油厂、石膏板厂、制药厂、水泥厂、硫磺酸厂等独立的企业在自愿的基础上进行双边资源交换，实现经济效益和环境效益。

内生共生体型供应链与外生共生体型供应链的主要区别在于构成共生体的各个工厂是企业基于行政命令而不是市场自愿原则建立起来的。因此，它是高度纵向一体化的。广西贵糖集团股份有限公司即属于这类供应链的组织方式（Zhu Qinghua，2004）。贵糖集团内部有两条以制糖为核心的闭式供应链：一条是制糖厂产生的“联产品”废糖蜜被下游酒精厂利用来制造酒精，而酒精厂排放的残余物酒精废液又被下游的化肥厂用来生产复合肥，提供给供应商蔗农；另一条是制糖厂产出的“联产品”蔗渣被下游纸浆厂用来生产纸浆，纸浆厂的“副产品”黑液经碱回收厂回收重新被用来制纸浆，碱回收过程产生的“副产品”白沉淀物提供给自己的水泥厂作为生产原料。蔗糖集团的再循环再利用都是在集团内部各个企业间进行的，是一种高度垂直一体化的组织形式，它能够通过降低信息分享成本和减少协调成本而降低供应链的交易费用。

4.3 纵向关系环境治理的交易特征与组织边界

1. 交易费用与组织的边界

企业组织的边界可以分为纵向边界和横向边界（卡布罗，2001）。由于横向边界的决定因素——平均成本或规模报酬——是新古典经济学已经被大量运用且较成熟的研究范畴，企业组织边界通常就是指纵向边界。自从 Coase（1937）在《企业性质》一文中以“交易费用”分析企业与市场

的边界以来，交易费用已经成为研究组织纵向边界问题的最重要理论。假定一个产品的生产过程在技术上都是可分割的，分割后这些活动之间的协调（即交换）需要组织和管理，而组织和管理是要花费一定资源的。可以通过两种不同的制度安排来实现产品的生产：一种是将这些生产过程安排给不同的企业来生产，最终企业利用市场交易完成产品生产；另一种是一个企业在内部组织所有的生产过程。两种制度安排的交易费用不同，最终采取哪种方式完成生产将取决于市场的交易费用与企业内部的交易费用孰大孰小。如果市场的交易费用过大，企业倾向于在内部组织各个生产过程，直到由此导致的内部交易费用与市场的交易费用相等为止；反之，企业倾向于到市场上购买。

Williamson（1972）在 Coase 的基础上扩展了交易费用的分析，深刻地指出了交易费用产生的原因或决定交易费用的因素。他认为，交易环境——尤其是市场的不确定性和潜在的交易对手的数量，交易的技术结构——主要包括资产专用性程度和交易频率，以及人的机会主义行为是影响交易费用高低的因素。

2. 纵向关系环境治理交易费用比较与组织边界

（1）绿色供应链的交易费用与组织边界

供应商是影响企业环境管理的重要环节。研究表明，企业与供应商依据环境管理交易费用的不同而呈现两种关系：当供应商的产品环境友好程度对采购企业产品质量至关重要且是重要投入品时，企业与供应商更倾向于建立一体化的关系；而当供应商的产品对最终产品环境标准有影响但不是企业重要投入品，或者是重要投入品但对其环境影响较小时，依赖于市场的交易费用不大，企业就更倾向于通过环境契约进行纵向约束实现对供应商进行环境管理。

在绿色供应链中，企业通常是在原有的供应链管理基础上集成了环境管理，因此企业对供应商的环境管理仅是一个方面，还需要综合考虑成本、质量、分发、供应可靠性、战略、市场条件等其他方面，所以对供应商的环境管理还不足以成为企业选择外包或一体化的决定性因素①，除非

① 例如，Yahya&Kingsman（1999）在对供应商的评价体系中，环境因素还没有成为一个评价准则。

这种环境管理依靠外部市场进行交易的费用太高而环境管理又对最终产品质量有重要影响。当一个企业面对众多的竞争性供应商时，由于规模报酬的原因，企业利用市场的交易费用要小于内部交易费用，而且各竞争性厂商不会产生“成本加成”价格扭曲，企业缺乏纵向一体化的动机。但是由于供应商的原材料或中间品对最终品有影响，企业对供应商除在传统的价格、时间、地点、数量、质量等方面交易条件外，尚需与供应商签订环境纵向约束契约。企业与供应商的环境纵向约束可以看作是介于市场与垂直一体化两个组织之间的一种制度安排。它实际上是利用市场交易来代替较高的内部交易费用（比如自己生产可能无法实现规模经济、供应商产品不是一种重要投入品等），同时利用纵向约束来控制供应商的环境行为。在内部交易费用较高而外部供应商又处于一个竞争性的市场时，适合使用环境纵向约束来实现对供应商的环境管理。

目前大多数的绿色供应链都是采用环境纵向约束形式组织起来的。但正如 Williamson 指出的，资产的专用性、事后的机会主义及由此产生的“套牢”（hold up）是产生交易费用的重要原因。当供应商要符合环境纵向约束条件就必须进行专用性资产投资时，由于供应商担心签订合同后交易对方会采取机会主义行为，导致供应商的专用性投资被“套牢”而不愿意进行这项投资，放弃与企业的市场交易。这时要使这个绿色供应链维持下去企业就必须一体化进入原料或中间品领域，或者通过某种措施降低专用性资产的交易费用。Hass 提供了一个案例能很好地说明这种情况：一个大型的英国零售商要求针织品供应商的包装使用一定数量的再循环材料，针织品制造企业与它的包装印刷供应商联系提供这种包装材料。但印刷商不愿意进行改变，因为使用新材料会带来灰尘，影响他们的印刷机器和技术问题包括减少印刷运营的长度、提高维护成本和容易损坏印刷设备等，所以印刷商坚决不愿意生产这种纸板。最后，针织品制造企业求助于主要的零售商去说服印刷企业改用新设备，印刷企业在确认他们能够获得长期订单的前提下才进行了必要的投资以适应新的印刷要求①。

（2）外生共生体与内生共生体型供应链的交易费用与组织边界

外生共生体与内生共生体型供应链从组织结构角度看是一个问题的两

① 转引自朱庆华编著《绿色供应链》，第 84 页。

个方面，我们将其放在一起考察，为方便起见将之合称为工业生态型供应链。它们都可以看作是工业生态型供应链的两种不同组织结构：外生共生体型供应链是纵向分离的，而内生共生体型供应链是纵向一体化的。这两种供应链上交易的产品本身就是一种特殊资产——非合意品，而且按照Williamson的四种专用性资产类型划分方法，这两种供应链很多情况下都存在地理专用性资产问题带来的交易费用。由于“非合意品”交易与地点专用性资产会产生较高的交易费用，因此工业生态型供应链比绿色供应链更多地采用了纵向一体化的组织形式。

我们下面将具体解释为什么工业生态型供应链上生产过程可能产生较高的交易费用。

首先，非合意品作为一种特殊类型投入品导致的交易费用。“非合意品”主要是企业在生产合意品的生产过程中产生的“联产品”、“副产品”、“废弃物”等，它要依赖于企业合意品的生产这一主要过程。由于这些“非合意品”可能不存在一个竞争性的供给市场，如果下游企业进行专用性资产投资，利用上游的“非合意品”进行生产，在某种程度上就存在被上游企业套牢的风险①。其次，即使存在“非合意品”的竞争性市场供给，但受交易条件所限（如地理区域、可贮藏条件、运输条件），使企业面临着事实上的垄断供给时，企业仍存在被套牢的风险。比如说，当上游企业提供的“非合意品”还不足以满足下游企业的最低生产规模时，下游企业必须从其他地理位置上的企业收购这些产品。由于这类产品通常是单位附加值很低的产品，运输成本的增加可能决定了它们的成本大小，因此有一定的地理专用性。第三，由于缺乏竞争性的供给，使利用“非合意品”生产的企业的不确定性加大。上游企业技术的变化、生产条件的变化等这类与机会主义行为无关的事件会对利用“非合意品”生产的企业受到影响。这类不确定性是利用“合意品”进行生产的企业通常无需面对的，因此在“合意品”生产中解决不确定性的关系型契约在这里不起作用。

因为具有较高的交易费用，工业生态型供应链比绿色供应链更适合采

---

① 例如据中央电视台报道，昆山地区开始出现一些独立的电子废品废液回收企业。可以想象，在昆山地区电子生产企业密集，电子废品废液回收企业面临的是一个竞争性供给市场，因此电子产品生产企业与回收企业是纵向分离的。如果只存在一家垄断的电子产品企业，则可能该地区就不会出现独立的回收企业。

用纵向一体化的组织形式。也就是说，工业生态型供应链上交易的是特殊产品，而交易的性质越特殊，依靠外部市场买卖的动机就弱化，内部组织生产的可能性就越大。即使不采用纵向一体化的组织形式，企业也必须有某种措施以降低供应链上的交易费用。这些措施可能包括建立长期的契约关系、充分的信息交流系统或可靠的信任关系等。例如，在 kalundborg 共生体内部，企业的管理者经常定期地相互交流以寻求提高经济绩效与环境绩效的方法。这种交流既是正式的、有时也是非正式的，但都起到了降低交易成本的目的。

（3）工业生态型供应链组织边界的进一步比较

通过以上考察可以得到一条粗略的结论：工业生态型供应链有较高的交易费用，比绿色供应链更多采用纵向一体化的组织形式。但如果企业能以各种非正式契约来降低交易费用，工业生态型供应链也可以是纵向分离的，如外生共生体型供应链的情况。工业生态型供应链尽管都是利用“非合意品”进行生产，但它们分属于纵向分离与纵向一体化两种不同的组织形式。因此有必要对这两种供应链的组织结构特点做进一步比较。首先，在组织的柔性上，外生共生体型供应链比内生共生体型供应链缺乏柔性。这是因为交换产品的特殊性使外生共生体型供应链上成员间单纯依靠市场进行交易，有可能导致供应不稳定。例如在 kalundborg 共生体中，成员之间的联系缺乏弹性，企业成员种类有限，副产品和废弃物的运输设施是固定的，难以承受物料性质和组成的改变，一旦共生体的某一部分有所变化，将会打破整个体系的平衡，为了维持共生体的稳定性必然限制该体系规模的扩大、生产设施或过程的改善和变化，缺乏一定的灵活性①。其次，在技术创新的激励性上，外生共生体型供应链比内生共生体型供应链更具创新动力。由于外生共生体型供应链上企业是依赖市场的交易，市场竞争的压力为企业创新提供了最大的动力，企业有更大积极性进行研发以使生产过程更富有效率。内生共生体型供应链是企业内部的交易，一般来说企业缺乏降低成本、提高效率的激励。这种高度垂直一体化的组织形式，优点在于能够通过降低信息分享成本和减少协调成本而降低供应链的交易费用。但其行政命令和企业内部一体化特征使运营效率降低。

① http://envi.ruc.edu.cn/bbs/showthread.php?t=943.

4.4 环境治理的驱动者与治理结构

通常情况下，依靠市场的自组织与政府规划是以供应链方式进行环境治理的两种最基本组建方式。在绿色供应链中，其组建方式基本上是依靠市场的自组织过程；对于工业生态型供应链，市场自组织与政府规划兼而有之。

1. 绿色供应链环境治理的驱动者与驱动方式

由于绿色供应链主要是在原有的对供应商供应链管理的基础上集成了环境管理的内容，而原有的供应链企业之间是市场交易关系，因此绿色供应链主要依靠市场自组织的方式即可构建起来。尽管绿色供应链的直接驱动者是市场，但这并不意味着政府公共政策对绿色供应链的建立不起作用，任何绿色供应链的建立都是以环境公共政策对企业所施加的成本压力为背景的，只不过它在绿色供应链的建立过程中起到的是间接推动作用。绿色供应链中的环境治理的驱动者既可以是采购商也可以是供应商。

（1）采购商驱动

采购商驱动下的供应链环境治理主要形式是绿色采购，即企业通过对供应商设立相应的生产过程或最终产品的环境标准而确保供应商负有一定的环境责任。采购方可以通过两种形式驱动对供应商的环境管理：①被动适应型的环境管理，比如要求供应商符合 ISO14000 标准、遵守诸如 WEEE 指令一类的环境法规、产品必须是可再生的、产品不含有害物质等。采购方设立环境评价标准，满足条件的供应商被作为选择对象。例如在诺基亚公司全面的供应商评估过程中，供应商的环境问题会受到评估和审计，并成为整个供应商的评估过程的有机组成部分（朱庆华，2003）；②合作型的环境管理。采购方可以与供应商进行信息、技术等方面的合作，帮助供应商生产“环境友好型”产品。例如当供应商自身环境管理能力有限（如中小型企业）时，作为大企业的采购方可以对供应商进行培训和技术支持。采购方还可以邀请供应商进行合作开发设计，以保证新产品在生命周期中对环境的影响最小。例如通用汽车公司将资源节约、环境保护等内容列入供应商培训计划，并且对世界范围内的 140 多个供应商进行了培训。通用还邀请 8 个供应商组成了一个供应商环境咨询小组，旨在开拓 GM 与

供应商之间的合作途径（郑迎飞等，2001）。

（2）供应商驱动

采购方驱动是绿色供应链环境治理的最主要的一种途径。但由供应商驱动的环境治理在一些特殊产业，比如能源、化工领域，已经逐渐被开展并取得环境绩效与经济绩效的协同效果。在这些产业中，供应商往往拥有更多的关于产品使用方面的知识。例如，化学染料公司比下游的纺织品公司更加了解各种可能的替代性染料降低污水毒性水平的知识（朱庆华，2003）。由供应商驱动的环境治理是通过产品服务化的途径实现的。所谓产品服务化就是企业在出售有形产品时还提供针对该产品高效使用方面的各种增值服务。产品服务化战略在提高供应商收益的同时，还将供应商的责任向下游延伸至产品生命周期全过程，激励供应商在产品设计阶段就考虑产品的回收、再利用等问题。产品服务化模式中较初级的服务包括：提供产品相关的采购管理、库存管理、维修保证等服务，较成熟的模式包括直接参与客户的生产流程，管理产品的使用过程以及使用后的回收和废物处理。供应商通过收取增值服务的报酬而实现商业上的成功。例如，上海汉斯精细化工有限公司为上海通用汽车公司提供的化学品管理服务项目，在满足质量要求的前提下，前四年内平均每年使单车化学品使用量下降了15%，同时还降低了化学品的库存，减少了废弃物，并建立了化学品使用跟踪及报告系统，保证化学品使用满足 EHS 要求（宋高歌等，2005）。

交易成本实际上在很大程度上也决定了绿色供应链上的驱动者选择。在采购商驱动情况下，采购商通常是大企业，供应商是为之配套的中小企业，由供应链中主导的经济节点——采购商——来驱动绿色供应链可以有效降低协调成本、政府环境管制的信息不对称导致的实施成本。在供应商驱动情况下，通常是由于在一些特殊产业中供应商对产品使用知识了解得更多，由其来驱动绿色供应链可以有效降低环境治理成本。

2. 工业生态型供应链的驱动者与驱动方式

（1）工业生态型供应链的环境治理结构

外生共生体型供应链的环境治理是一种共同治理的模式，驱动者是参与供应链的各个企业。其组织特点是供应链上的各个企业以分权合作的方式，通过共同决策对环境治理负责，各个企业无论是主动地还是被动地参与环境治理，都是环境治理的驱动者。Kalundborg 就是一个典型的共同治

理结构。在其内部，环境治理合作是基于企业间平等签订商业合同确立和实施的，一个企业的副产品或废弃物都是作为一种资源以合同形式提供给伙伴企业。其组织特点是供应链上的各个企业以分权合作的方式共同对环境治理负责，各个企业不分主动与被动参与环境治理，都是环境治理的驱动者。Kalundborg 工业互利协作网络最初由 8 个单位合作建立，该网络是在所有的参与者签订商业协作合同书的基础上建立的。在 Kalundborg 工业共生体中，工业互利协作是基于企业间签订商业合同确立和实施的，而不是靠政府部门的任何专门规定。

内生共生体型供应链的环境治理是一种统一治理的模式，驱动者是组建生态型供应链的集团公司。其组织上的特点是集团公司以集权的方式制定环境治理计划，集团内各子公司在集团公司的统一规划下，分别对所在环节的环境治理负责，集团公司是环境治理的最主要驱动者，其内部子公司是辅助驱动者。广西贵糖公司就是一种典型的统一治理结构。在其内部，环境治理是由贵糖集团公司采取统一规划的方式确立，并通过公司内部行政命令由各子公司按规划进行实施，某一子公司的副产品或废弃物都是作为一种资源以行政命令的形式提供给其他子公司。

（2）公共部门的作用

由于工业生态型供应链上交易产品的特殊性，使这类供应链的组建更为困难。公共机构的介入在有些时候可以有效降低这类供应链所需的组织协调成本。因此，公共部门在工业生态型供应链中所起到的作用比绿色供应链更大，往往成为供应链的直接参与者。政府部门有时也加入到这类供应链中来，成为环境治理的直接规划与驱动者。

在工业生态型供应链中，目前较受关注的一个问题是：由政府驱动还是由市场驱动治理效率更高。Ayres（1997）认为，在分权的纯粹市场体系中每个参与者都是通过竞争性的购买与出售过程同其他参与者发生关系，这不可能在系统层面上使副产品和“二级”资源得到最优使用，只有同一层面上的中央计划和合作权威（coordination authority）才能克服这种市场失灵。同时，政府机构的介入有时还可以有效降低这类供应链所需的组织协调、信任等无形交易成本。因此，公共部门在工业生态型供应链中所起到的作用比绿色供应链更大，往往成为供应链的直接参与者。

但 Desrochers（2001）认为，与依靠自由市场建立起来的供应链相比，

公共计划产生的供应链运行效率不高。在对工业共生体进行了历史考察后得出结论："自上而下"的组织方式不具有可持续性。这种不可持续性不是由于缺乏稳健的政策实施，而是"自上而下"方法本身固有缺陷的逻辑结果。尽管很多实例表明政府部门在建立工业共生体中发挥重要作用，但大量的研究也表明今天成功运行的工业共生体几乎都是依靠自发的市场机制建立起来的（Desrochers，2004）。

政府部门有时是工业生态型供应链的强有力驱动者，这种情况在生态工业园中比较常见。很多工业生态园都是由政府部门组织建立的，政府部门参与可以降低生态工业园的协调、信任等无形交易成本，同时得到优惠政策等有形的交易成本。

4.5　面向供应链的环境公共政策

对具有纵向关系的企业间环境治理的组织特征研究也包含着政策含义。不同的组织特征与治理结构为我们提供了面向供应链的环境公共政策上的启示。

首先，针对单个企业的环境政策实施成本可能很高，因为它刚性过大，不利于环境治理成本在供应链上的优化配置。为提高环境治理的效率，环境公共政策不仅仅面向单个企业考虑环境治理，还需要从整条供应链的环境治理角度出发进行一体化的管理。这种环境治理方式能够解决政府与企业间的信息不对称并充分利用市场机制，在设定的环境目标下，由供应链上的企业依据市场，自愿签约过程会自动将环境成本配置到治理成本最小的环节。

其次，在构建面向供应链的环境政策时，针对不同的组织形式其政策的侧重点应有所差异。通过前面的分析我们看到，有些供应链主要是通过市场机制组建的，其直接驱动者是供应商或采购商。如果某大型采购商从很多中小型供应商处采购，由于对中小型企业环境监管的成本很高，则政府环境政策可以适当加强对大型采购商的监管，然后让市场机制发挥作用实现对众多中小型供应商的环境监管。而在由供应商驱动的供应链中，环境监管措施应侧重对供应商环境责任的监管，让供应商充分发挥所了解的产品使用上的信息优势，降低环境治理成本。对于工业生态型这种组织形

式的供应链，由于其产品特性产生的交易费用问题，由政府部门直接协调供应链各个企业的运作可能是更为有效的环境治理方式。因此，针对不同组织结构的供应链，环境政策的实施必须依据实际情况有所变化，以降低环境治理的成本。

第三，政府驱动与市场驱动的环境资源型供应链有其不同的适用范围，不能越俎代庖。现有研究表明，政府直接驱动环境资源型供应链的运作可能是缺乏效率的。因此，面向供应链的环境政策首先要充分发挥市场机制在组织供应链方面的效率，克服自身信息不对称造成的影响，尽可能以间接的方式去驱动市场、再让市场去驱动环境资源型供应链的建设。在市场无力驱动时，面向供应链的环境政策才应该发挥直接的驱动作用。

最后，面向供应链的环境政策实施要充分考虑到环境链、价值链与供应链的三链之间多目标配合问题，避免出现追求单纯的环境链目标情况。否则，面向供应链的环境政策仅仅是增加了企业环境治理成本，就会出现与针对单个企业环境政策实施过程中，企业缺乏“自我实施”激励机制（self-enforcing）而导致政府监督成本又太高的问题。面向供应链环境政策的制定需要将供应链上的价值链与环境链通盘考虑，使环境政策的实施具有一定的柔性，给企业在市场自由签约处理环境问题的机会。

单纯的面向单个企业治污的环境公共政策由于缺乏激励和不完全信息问题而导致治理成本高昂，而面向供应链的环境公共政策也许可以起到很好的补充作用。但构建面向供应链的环境政策时，必须依据不同类型的组织特征与结构而有所差异。由于企业间交易成本对供应链环境治理的组织方式与驱动方式有重要影响，因此，研究面向供应链的环境治理政策的启示就是要努力降低供应链上企业环境交易成本，使企业间达成资源有效利用契约变得更容易，从而提高企业间协调环境治理的效率。

第5章　生产者责任延伸的激励：政策工具选择

在第3章中，我们分析了循环经济在运行机制上不同于传统末端治理的两个重要方面，即产品责任延伸与产业链合作。在接下来的第4章中，进一步考察了后一方面即产业链合作的产业组织特征。本章将对产品责任延伸问题做深入分析。由于生产者责任延伸已经在循环经济的立法工作中作为一项重要的环境管理制度创新提了出来，因此对这个问题的分析有重要的现实意义。本章将建立一个产品生命周期模型，将产品的可循环性指标纳入产品的制造决策，考察促进“生产者责任延伸”的各种政策安排。

5.1　产品生命周期模型的建立

一个包含废弃物回收再利用的完整的产品生命周期包含五个阶段，其基本结构如图5－1所示。

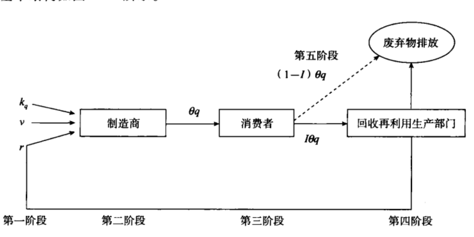


图5－1　产品生命周期基本框架

第一阶段是投入品的生产。生产最终产品 q 需要一定的中间材料。这种中间材料既可以是一次性原材料（virgin material）v，也可以是再生材料（recycled material）r，或者二者的混合使用，且单位为重量。v 的开采只需使用资本 k_r，其生产函数为线性函数：（ν 是单位资本投入的产出）

$$v = \nu k_r \tag{5-1}$$

第二阶段是产品 q 的生产。制造商以两种材料和资本 k_q 为投入品生产最终产品 q。假设（A1）：两种材料是完全可替代的，且生产过程不排污。根据物质平衡条件有：

$$r + v = \theta q \tag{5-2}$$

其中，θ 是单位产品的重量。制造商的决策除了包括各种投入的数量外，还有产品的可循环性指标 β。我们将产品的可循环性指标定义为 $\beta = \frac{r}{r+v}$，该设计决策对制造商单位产出成本影响为 $c^q(\beta)$，且有 $c^q_\beta > 0$，$c^q_{\beta\beta} > 0$①。假设（A2）：制造商的 β 决策对回收再利用过程有重要影响，β 越高回收再利用过程的生产成本越低。

第三阶段是产品的消费。消费者对消费后的废弃物有两种处理方法：既可以将其直接排放，但必须向公共部门缴纳单位重量 t_w 的处置费，由专门的废弃物处理机构对废弃物进行填埋、焚烧等处理，或者偷排以避免此费用；也可以将消费后的废弃物以一定价格 p_c 卖给回收再利用生产部门（简称 R 部门），由其进行处理后再以二次材料形式卖给生产者。假设（A3）：消费者不从产品的可循环性中直接得到效用，且只有在 R 部门愿意为较高可循环性水平的废弃物支付较高价格时，才会为制造商的“绿色设计 β”支付额外的报酬。消费者将废弃物卖给 R 部门也要承担一定的交易费用 T（比如将旧电冰箱送到 R 部门的运输成本）。其他条件不变，此交易费用将影响消费者如何处置废弃物的决定：如果消费者从将废弃物出售给 R 部门所得净收益（p_c - T）大于其他处理方式的收益，消费者将把废弃物出售给 R 部门。

第四阶段是废弃物的回收再利用过程。R 部门的生产函数由下式给出：

$$r = R(\beta)\theta q \tag{5-3}$$

① 除非特殊说明，本文的下标代表对变量求导，上标是所处阶段。

再生利用过程产出的二次原料 r 与投入的废弃物数量 θq 和生产效率 R（β）相关[①]。根据物质守恒定律，R（β）≤ 1。假设（A4）：制造商的产品可循环性水平 β 越高，R 部门的生产效率越高，即有 $\partial R(\beta)/\partial\beta > 0$。设单位二次原料产出的非物质投入部分的成本为 $c'(\beta)$。根据假设 A2，有 $\partial c'(\beta)/\partial\beta < 0$，即废弃物的可循环性越低，再生利用过程耗费的成本越高。

有研究表明（如 Baumol，1977），回收再利用过程并非总是产生正外部性，回收再利用过程也会排除大量废弃物，甚至使回收再利用过程得不偿失。因此，我们正式假设（A5）：回收再利用过程也会产生废弃物。这是本文不同于 Calcott and Walls（2000a，2000b，2005）的一个重要假设。根据物质平衡条件，R 部门排放的废弃物量为［$1 - R(\beta)$］θq（在消费者将废弃物送到 R 部门的情况下）。为简单起见，我们还假设（A6）：R 部门排放的废弃物与消费者排放的废弃物最终都交由废弃物处置部门并支付单位重量 t_w 的处置费。处置过程为产品生命周期的第五阶段。

最后，我们假设（A7）：产品生命周期的各个阶段都是完全竞争的，以代表性消费者或生产者来表示。

5.2　分散决策与社会计划者情况

1. 分散决策

设消费者的效用函数是拟线性的 $u(q,W) + \bar{q}$，其中 W 是总的废弃物排放量，$\bar{q}$ 是花费在其他商品上的货币。效用函数的非线性部分满足 $u_q > 0$，$u_{qq} < 0$，$u_w < 0$，$u_{ww} < 0$。消费者的预算约束如下：

$$p_k k + I(p_c - T)\theta q = p_q q + (1 - I)t_w \theta q + \bar{q} \qquad (5-4)$$

其中，k 是全社会的资本禀赋，其价格为 p_k，全部禀赋在初始状态时均为消费者所拥有。I 是指示函数，当消费者将废弃物出售给 R 部门时，I

---

① 由于本文研究对象是固体废弃物，所以我们隐含的假设了产品消费后重量不发生变化。或者我们可以将产品本身看作是一个“载体”，消费者消费的是该“载体”所提供的“服务”。当然不是所有的固体废弃物都可以这样处理，但一些能够产生“产品环境外部性”的重要固体废弃物如电子、电器等产品，都具有这种特征。这也是环境经济学文献中涉及循环再利用时的常用处理方法（可参见 Vernon L. Smith（1972））。

$=1$，否则 $I=0$。预算约束（4）式表示消费者的全部收入，包括资本禀赋 $p_k k$ 与出售废弃物净所得 $I(p_c-T)\theta q$ 之和，等于其用于购买产品（$p_q q$）、废弃物处置服务（$(1-I)t_w\theta q$）及其他商品三部分支出之和。在分散决策情况下，消费者不考虑个人决策的外部性，因此，预算约束下效用最大化的一阶条件只要对 q 求导即可，得：

$$p_q(\beta)=u_q+I[p_c(\beta)-T]\theta-(1-I)t_w\theta \tag{5-5}$$

消费者愿意为产品支付的价格是由产品边际效用（u_q）、废弃物边际价值（$I(p_c(\beta)-T)\theta$）与边际成本（$(1-I)t_w\theta$）决定。由 $\frac{\partial p_q(\beta)}{\partial\beta}=I\theta\frac{\partial p_c(\beta)}{\partial\beta}\geqslant 0$[①] 可知，产品价格是"$\beta$"的增函数。

R 部门将二次材料出售给制造商的价格为 p_r。由于回收再利用可以产生正外部性（或负外部性），公共部门可对其单位产出进行补贴（或征税）s，故 R 部门的利润函数为：

$$\pi_r=p_rR(\beta)\theta q-p_c\theta q-c'(\beta)R(\beta)\theta q+sR(\beta)\theta q-t_w(1-\beta)\theta q \tag{5-6}$$

在达到均衡状态时，制造商投入的 r（即为 $\beta\theta q$）等于 R 部门再生利用产出的 r（即为 $R(\beta)\theta q$）。因此均衡时有 $R(\beta)=\beta$。假设 R 部门没有其他的固定成本，则由完全竞争的假设 A（7）可知，均衡时有 $\pi_r=0$，均衡时 R 部门为其投入支付的价格为：

$$p_c=\beta[p_r-c'(\beta)+s]-t_w(1-\beta) \tag{5-7}$$

由 $\frac{\partial p_c(\beta)}{\partial\beta}=[p_r-c'(\beta)+s]-\beta\frac{\partial c'(\beta)}{\partial\beta}+t_w\geqslant 0$ 可知，p_c 是 β 的增函数。消费者在将消费后的废弃物卖给 R 部门与直接排放之间进行理性选择：只有当 $p_c(\beta)-T\geqslant -t_w$ 时，才选择前者。因此，消费者决策中的指示函数 I 为：

$$I=I\{\beta[p_r-c'(\beta)+s+t_w]-T\}$$
$$=\begin{cases}1, & if\quad \beta[p_r-c'(\beta)+s+t_w]-T\geqslant 0\\ 0, & if\quad \beta[p_r-c'(\beta)+s+t_w]-T<0\end{cases} \tag{5-8}$$

① 此处用到（7）式的结果。

制造商选择投入和设计指标 β 以最大化利润。利润等于收入减去材料成本、非材料成本及设计成本。材料成本包括 v 与 r，由于它们是完全可替代的，故均衡时二者价格相等。v 是新开采的原料，其开采商的利润函数为 $\pi_v = p_v . \upsilon k_v - p_k k_v$，所以 $p_v = p_r = p_k / \upsilon$。如果公共部门对投入征税 t_v，则投入品的价格为 $p_v + t_v = p_k/\upsilon + t_v = p_r + t_v$。此外考虑到"生产者责任延伸"，公共部门对制造商的单位重量产出征税 t_q，则制造商的利润函数为：

$$\pi_q = p_q q - t_q \theta q - (p_v + t_v)(v + r) - p_k k_q - c^q(\beta) q \qquad (5-9)$$

分别将（5－2）、（5－5）、（5－7）代入（5－9）式，可得制造商的决策函数为：

$$\pi_q = u_q q + \theta q \{ I[\beta p_v - \beta c'(\beta) + \beta s + \beta t_w - T] - [t_w + t_q + (p_v + t_v)]\} - p_k k_q - c^q(\beta) q \qquad (5-10)$$

2．社会计划者情况

为达到社会福利最大化，社会计划者在技术约束下最大化消费者效用。与分散决策情况不同，此时的效用函数不仅要考虑消费的数量，还要考虑消费产生的外部性。在基本框架部分我们已经指出废弃物的两个来源：消费后的废弃物，以及 R 部门排放的废弃物。在前一种情况下废弃物的数量为 θq，后一种情况为 $(1-\beta)\theta q$，故总的废弃物排放量可以用指示函数统一表示为 $(1-I)\theta q + I(1-\beta)\theta q$。社会计划者的目标函数是：

$$u(q, (1-I)\theta q + I(1-\beta)\theta q) + \bar{q} \qquad (5-11)$$

社会计划者目标函数的泰勒一阶展开式为 $u_q q + u_w(1 - I\beta)\theta q + \bar{q}$。约束条件如下式所示：

$$p_k k = p_k k_r + p_k k_q + c^q(\beta) q + Ic^r(\beta)\beta\theta q + Ip_w(\theta q - \beta\theta q) + (1-I) p_w \theta q + IT\theta q + \bar{q} \qquad (5-12)$$

其中 p_w 是公共部门对废弃物的收集处置成本。约束条件表示总的社会禀赋在如下各个生产阶段上进行分配：中间产品 v 的生产成本 $p_k k_v$，最终品的资本投入 $p_k k_q$ 与设计成本 $c^q(\beta)q$，消费者的交易成本 $IT\theta q$，消费后废弃物直接排放的成本 $(1-I)p_w\theta q$，R 部门的生产成本 $Ic^r(\beta)\beta\theta q$ 与废弃物排放成本 $Ip_w(\theta q - \beta\theta q)$，以及购买其他商品所需货币支出 $\bar{q}$。将约束条件代入效用函数的泰勒展开式，并考虑到两个物质平衡关系：①一次原料的投入等于废弃物的总量，即 $v = (1-I)\theta q + I(1-\beta)\theta q$；② $p_k k_v =$

$p_r v$，可以得到社会计划者决策为：

$$u_q q + \theta q\{I[\beta p_r - \beta c'(\beta) + \beta p_w - \beta u_w - T] - (p_r + p_w - u_w)\} + p_k k - p_k k_q - c^q(\beta) q \quad (5-13)$$

5.3 政策分析

1. 循环市场价格激励机制运作良好情况下的政策选择

要使分散情况下的决策达到社会最优，则必须选择适当的政策工具——税收或补贴水平 t_r、t_q、t_w、s，以使分散决策函数（10）式与社会计划者决策函数（13）式一致。比较这两式可见，只需令二者大括号内的表达式相等[①]，即可发现相应的政策工具的特点。由于本文所设置的政策工具数量多于政策目标的数量，根据 Tinbergen（1967）定理，达到社会福利最大化的政策工具或组合不是唯一的。在所有的结果中，我们重点关注如表5－1所示的几种政策工具或政策组合。

表 5－1 政策工具或组合

情形 1：庇古税	情形 2：押金—退款	情形 3：投入与产出税替代	情形 4：标准管制
$t_q = 0$	$t_q = p_w - u_w$	$t_q = 0$	$t_q = p_w - p_r$
$t_w = p_w - u_w$	$t_w = 0$	$t_w = 0$	$t_w = 0$
$s = 0$	$s = p_w - u_w$	$s = p_w - u_w$	$s = 0$
$t_r = 0$	$t_r = 0$	$t_r = p_w - u_w$	$t_r = 0$

情形 1 是传统的解决外部性的经济手段——庇古税，其税率的大小由废弃物的处置成本（p_w）和外部性成本（$-u_w$）两部分构成。征收庇古税是理论上的提法。在实践中，主要采用针对消费者排放的固体废物进行“单位定价”（unit pricing scheme）或“按量付费”（pay－as－you－throw）的方式。在本模型中，庇古税有两个重要的市场激励功能：第一，向废弃物产生者传递明确的信息，废弃物的边际成本不为零，这将激励废弃物产

① 尽管（13）式比（11）式多出一项 $p_k k$，但这项是一个常数，不影响一阶决策条件。

生者运用污染源消减的策略减少废物产生量；第二，由于废弃物排放价格提高，使得替代途径的相对价格降低，如果再循环和排放可以相互替代，则相对价格的改变将促进更多的再循环利用行为。

征收庇古税看起来是一种非常简便的方法。但如果监控和执行费用导致了污染收费的管理成本高昂，庇古税会鼓励污染物的非法处置（或偷排），使其失去激励作用。如果高昂的监控成本使排污收费无法实施，情形 2 中的押金—退款就是一个很好的替代方案。押金 - 退款是预先为潜在污染损害支付一定费用，然后返还给有利于环保的行为，例如返还给合理处置或再循环利用的产品（斯科特·卡兰，2006）。

在极端情况下，由于偷排的存在可能导致（10）式中的 $t_w = 0$，使庇古税失效。但对产品征税和循环利用补贴相配合的政策组合同样可以恢复社会最优。公共部门对制造商的产品预先征收一个相当于产品废弃后所造成社会成本的费用 $t_q = p_w - u_w$。尽管同样是对产品征税但它不同于普通的销售税，其目的是站在“生产者责任延伸”的理念上以纠正产品生命周期的环境影响。这部分收费将用于对 R 部门循环利用的补贴（$s = p_w - u_w$）以及公共部门对废弃物的处置。由于补贴所需总费用为 $r(p_w - u_w)$，废弃物处置的总费用为 wp_w，二者之和小于产品税总额 $\theta q(p_w - u_w)$，故本模型中的押金—退款制度无需额外的财政负担。税收与支出之间的差异（$\theta q(p_w - u_w) - r(p_w - u_w) - wp_w = -wu_w$）恰为其外部性，如果将此盈余作为对消费者效用损失的补偿的话，则押金—退款制度是一个预算平衡的制度。

情形 3 是产品税与投入税替代的情况。情形 3 表明通过对一次材料征税（$t_v = p_u - u_w$），同时对 R 部门进行补贴（$s = p_u - u_w$），也可以达到社会最优的结果。情形 3 可以看作是情形 2 的一种替代方案，它用对投入品的征税代替了对产品的收税。情形 3 的经济学含义是，由于废弃物是由一次材料投入产生的，因此对废弃物征税等价于对一次材料征税。在对废弃物排放进行控制非常困难，或者极其昂贵时，不仅可以借助像情形 2 中对产出这种比较容易监测指标进行征税的方法，也可以借助其他的较易监测的指标如对投入征税（托马斯·思德纳，2005）。在本文这个仅考虑循环利用的特殊模型中，产品税与投入税可完全替代。但在实践中，投入税与产出税的动态激励效果可能不同。例如，有些污染物在产生后可能极难处理，该种污染物的处理成本可能非常高。如果该污染物主要是某种投入

物所带来的，而其替代物成本又不是很高的情况下，投入税的效率可能更高。对投入征税有时有更高的动态效率，可以激励企业的产品设计变革，选择更“清洁”的投入替代。

情形4是存在再生利用投入品标准管制情况下的政策选择。假设在分散决策情况下，环境管制者直接要求制造商选择材料投入比例等于社会计划者情况下的最优投入比例β^*，那么这种标准管制是否会达到社会最优结果？情形4表明，标准管制不能自动达到社会最优，除非有$p_w = p_v$[①]。一般情况下，需要配合对产品征税（或补贴）$t_q = p_u - p_v$的政策。其背后的经济含义是：尽管对投入标准的管制使投入比例达到最优，但投入的绝对数量进而最终产品的数量可能尚未达到最优。为使这些变量达到最优，当$p_w > p_v$时可对产品征税减少其产出，当$p_w < p_v$时对产品补贴增加其产出。同样，情形4中对产出征税也可以由对投入征税来代替（表1中未给出结果），此时是通过对投入品的绝对数量的调节而非通过对产出征税（或补贴）的方式，间接影响投入的绝对数量以恢复最优。

2. 循环市场价格机制激励失灵下的政策选择

在上节，我们主要分析了由模型推导出的一些政策结论。这些政策能够为我们处理产品生命周期中的环境影响问题提供富有启发意义的思路。然而，模型本身是建立在简化现实的基础上，并且政策工具本身就已在模型中直接设定，因此，这些政策赖以存在的条件以及政策背后的经济机制有待于进一步探讨。在本部分，我们将扩展政策含义的分析以回答如下两个问题：在较高的交易费用导致循环市场不能良好运作，尤其是价格激励机制失灵的情况下，本文的政策结论还能成立吗？在能够促进“生产者责任延伸”的政策工具或政策组合中，哪些是实践中富有效率的？

最优的政策工具或政策组合只有在各个市场运行良好的情况下才是可行的。在本文的模型中，庇古税、押金－退款等政策之所以能够起到激励制造商选择最优的β值，是因为在循环市场上，R部门愿意为高水平β值的废弃产品向消费者支付高价格，消费者才会愿意为高水平β产品支付额外报酬，进而激励制造商生产高水平β的产品。因此，循环市场上良好的市场价格传导机制是激励制造商考虑其产品环境影响的前提条件。在现实

① 推导过程见附录。

中，循环市场可能因交易费用的存在而导致价格激励机制失灵。例如，如果T很大以致于 $p_c(\beta) - T < -t_w$，消费者就不会将废弃物送回R部门；或者，如果判断废弃物的可循环性的成本非常高，R部门就无法根据 β 值对消费者付酬，消费者当然也不会购买高水平 β 值的产品。

考虑如下的循环市场失灵情况：R部门不能根据废弃物的可循环性对消费者付酬，即有 $p_c(\beta) = 0$。因此，消费者只有在 $-T > -t_w$ 的条件下才会将废弃物送到R部门。由于R部门在利润式（5-6）不小于零时才愿意接受废弃物进行再生利用加工，故分散决策式（5-10）的约束条件在循环市场失灵情况下变为：

$$p_c(\beta) = 0$$

$$I = 1 \text{ if } \quad \beta[p_r - c^r(\beta) + s + t_w] - T \geq 0 \qquad (5-14)$$

$$I = 0 \text{ if } \quad \beta[p_r - c^r(\beta) + s + t_w] - T < 0$$

由于提高 β 水平只能增加生产成本而不能获得相应收益，故制造商选择：（a）$\beta = 0$；或者（b）$\beta = \beta^0(s) = \{\beta | p_v\beta - c^r(\beta)\beta + s\beta - t_w(1-\beta) = 0\}$，即恰好使R部门愿意进行生产的阈值。在所有市场运行良好的情况下，也存在一个使R部门不愿意接受废弃物的阈值 β，但制造商有激励设计更高水平 β 的产品，因为从R部门到消费者存在一个市场传导机制，愿意为高水平 β 支付高报酬。但在循环市场失灵的情况下，制造商决不会设计高于 $\beta^0(s)$ 的产品，因为R部门无法根据 β 值对废弃物付费，消费者也不会为高水平 β 产品支付额外的报酬。

在社会计划者的决策中，阈值 β^0 是设置在如下的水平：β^0 使制造商边际成本的增加等于R部门边际成本的降低。为使分散决策的可循环性水平也达到这一水平，对R部门的补贴至少要达到 $s = \frac{1-\beta^0}{\beta^0}t_w + c^r(\beta^0) - p_v$。比较式（5-14）约束下的分散决策式（5-10）与社会计划者式（5-13），可得如表5-2所示的最优政策组合。

循环市场失灵情况下的政策组合具有如下的特点：第一，尽管押金—退款（情形b）仍然是可行的政策，但单独的庇古税（情形a）不能起到激励制造商的作用。循环市场传导机制的缺失造成除外部性外的另一个市场失灵。由于一个政策不能同时解决两个政策目标（Tinbergen，1967），

政策组合必须同时考虑外部性与循环市场失灵。在情形 a 中，庇古税需要与押金 - 退款联合运用。第二，情形 a 中的庇古税小于市场传导机制完善情况下的庇古税（因为 $\beta^0 \leqslant 1$），这是因为押金 - 退款组合中的产品税代替了一部分庇古税的缘故①。第三，在情形 a 与 b 中，产品税的征收数额将视产品是否被再生利用（即 $I=1$ 或 $I=0$）而定。

表 5 - 2　循环市场价格激励机制失灵下的政策组合

情形 a	情形 b
$t_w = \beta^0(p_w - u_w)$	$t_w = 0$
$s = \frac{1-\beta^0}{\beta^0}t_w + c'(\beta^0) - p_r$	$s = \frac{1-\beta^0}{\beta^0}t_w + c'(\beta^0) - p_r$
$t_q = (1-\beta^0)(p_w - u_w) - \beta^0(p_r - c'(\beta^0))$, if $I=1$, $t_q = (1-\tilde{\beta})(p_w - u_w)$, if $I=0$	$t_q = (1-\beta^0)(p_w - u_w) - \beta^0(p_r - c'(\beta^0))$, if $I=1$, $t_q = p_w - u_w$, if $I=0$

3. 政策工具或组合的比较

与“生产者责任延伸”相关的政策工具或组合除了表 5 - 1 所示外，还包括产品回收（take - back）。从经济直觉上看，要达到社会最优水平，政策工具必须同时具有产出效应（调解产品数量）和替代效应（利用二次材料替代原材料）。尽管从恢复社会福利最大化的角度看，这些政策工具或组合都是有效率的，但由于模型通常是假设各政策工具或组合可以无成本地实施，模型本身不能回答哪些政策工具或组合是富有效率的。但这并不妨碍利用现有的研究成果、区域的实践经验以及经济直觉来帮助我们做出一定的判断。

表 5 - 3　政策工具或组合的比较

	是否与“EPR”一致	效率
庇古税（或单位定价）	否	不确定
押金 - 退款	是	是
投入与产出税替代	是	是
产品回收	理论上是/实践上不一定	理论上是/实践上不一定
标准管制（附带产出税）	不完全相符	否

① Calcott and Walls（2000a）的结论是此时庇古税的大小仍然为 $t_w = (p_w - u_w)$。

表 5 - 3 "是否与 'EPR' 一致" 代表该工具是否能够将废弃物的管理责任向供应链的上游延伸最终给予生产者 "为环境而设计" 的激励。"效率" 是指在实践中的不确定性与成本状况。押金 - 退款、投入与产出税替代通常是被认为与 "生产者责任延伸" 一致的政策，因为它们都符合 "生产者责任延伸" 制度的关键特征，同时也符合 "效率" 原则。产品回收在理论上能够鼓励制造商在产品设计过程中就考虑到再循环利用问题。但在实践上，由于产品回收过程通常是制造商委托中间组织收集与处置的，未必能够给制造商足够的 "为环境而设计" 的激励。制造商可能更愿意支付中间组织一笔费用后就万事大吉。而中间组织要从大量的分散回收点进行回收、筛选、加工，还要防止消费者与制造商的搭便车行为，因此成本可能非常高。标准管制（附带产出税）尽管将责任延伸到生产者，但它不是一项激励措施，同时由于投入的监督成本过于高昂，不符合 "效率" 原则（见附录）。庇古税（或单位成本定价）与 "生产者责任延伸" 原则不符，并且在不存在非法处置的情况下才符合 "效率" 原则。

4. 基本结论

我们在一个简单的一般均衡框架下考察了促进 "生产者责任延伸" 的政策选择问题。研究表明，在不存在市场失灵的情况下，庇古税是一个最优的政策工具，但也包括其他的替代方案如保证金 - 还款、UCTS、附带产品税的标准管制等。如果存在非法处置或循环市场失灵，庇古税不再是最优的政策工具。如果偷排的监控成本太高，庇古税起到的是相反的激励结果。其他替代方案从恢复社会福利最大化这个角度看都是可行的，但在实践中，它们的效率和 "成本 - 收益" 状况却不同。如果循环市场失灵，则政策工具要同时处理两个市场失灵（另一个是外部性），一个政策工具显然违背了 Tinbergen（1967）定理。在这种情况下，政策安排变得比较复杂，排污收费再加保证金 - 还款是一种可能的选择。但排污收费必须小于庇古税，因为保证金已经替代了一部分庇古税。或者仅仅使用保证金 - 还款的政策工具也可行，但税收与补贴部分的大小不同于循环市场运行良好情况下的相应部分（表 5 - 2 情形 2）。在循环市场失灵的情况下，保证金的收取要根据产品是否被再生利用而有所不同。

本章附录：标准管制情况下的政策选择

为简化起见，我们借鉴 Palmer 与 Walls（1997）的推导方法。设生产函数为 $q = (v + r)^{\alpha} k_q^{1-\alpha}$。

社会计划者的净剩余及一阶条件分别如下所示：

$$NSS = p_q q - c^r(\beta) r - p_v v - p_k k_q - c^q(\beta) q - p_w(\theta q - r)$$

$$[p_q - c^q(\beta) - p_w \theta]\alpha(v + r)^{\alpha-1} k_q^{1-\alpha} = p_v + \frac{\partial c^r(\beta)}{\partial \beta}\frac{\partial \beta}{\partial v} r + \frac{\partial c^q(\beta)}{\partial \beta}\frac{\partial \beta}{\partial v} q \tag{5-15}$$

$$[p_q - c^q(\beta) - p_w \theta]\alpha(v + r)^{\alpha-1} k_q^{1-\alpha} = \frac{\partial c^r(\beta)}{\partial \beta}\frac{\partial \beta}{\partial r} r + c^r(\beta) + \frac{\partial c^q(\beta)}{\partial \beta}\frac{\partial \beta}{\partial r} q - p_w \tag{5-16}$$

$$[p_q - c^q(\beta) - p_w \theta](1 - \alpha)(v + r)^{\alpha} k_q^{-\alpha} = p_k \tag{5-17}$$

由式（5－15）和式（5－16）可得：

$$p_v - c^r(\beta) + p_w = \frac{r}{v + r}\frac{\partial c^r(\beta)}{\partial \beta} + \frac{1}{\theta}\frac{\partial c^q(\beta)}{\partial \beta}$$

$$\beta^* = \frac{r^*}{v^* + r^*} = \frac{p_v - c^r(\beta) + p_w - \frac{1}{\theta}\frac{\partial c^q(\beta)}{\partial \beta}}{\frac{\partial c^r(\beta)}{\partial \beta}}, \quad \frac{1 - \beta^*}{\beta^*} = \frac{v^*}{r^*}$$

将式（5－16）与式（5－17）相除可得：

$$\frac{\alpha}{1 - \alpha}\frac{k_q}{v + r} p_k = \frac{\partial c^r(\beta)}{\partial \beta}\frac{\partial \beta}{\partial r} r + c^r(\beta) + \frac{\partial c^q(\beta)}{\partial \beta}\frac{\partial \beta}{\partial r} q - p_w \tag{5-18}$$

分散决策选择下制造商的选择：

$$\pi_q = p_q q - t_q \theta q - (p_v + t_v)(v + r) - p_k k_q - c^q(\beta) q$$

或

$$\pi_q = [p_q - t_q \theta - (p_v + t_v)\theta - c^q(\beta)](v + r)^{\alpha} k_q^{1-\alpha} - p_k k_q$$

设厂商必须满足再生利用产品的投入比例 $\frac{1 - \beta^*}{\beta^*} = \frac{v}{r}$，由于 v、r 能够同时被决定，故一阶条件只需对 r、k_q 求导：

$$[p_q - t_q \theta - (p_v + t_v)\theta - c^q(\beta)]\alpha = r\frac{\partial c^q(\beta)}{\partial \beta}\frac{\partial \beta}{\partial r} \tag{5-19}$$

$$[p_q - t_q\theta - (p_r + t_v)\theta - c^q(\beta)](1-\alpha)\left(\frac{1-\beta^*}{\beta^*}+1\right)^{\alpha} r^{\alpha} k_q^{-\alpha} = p_k \tag{5-20}$$

将式（5－19）与式（5－20）相除可得：

$$r\frac{\partial c^q(\beta)}{\partial\beta}\frac{\partial\beta}{\partial r} = \frac{\alpha}{1-\alpha}(\beta^*)^{\alpha}\left(\frac{k_q}{r}\right)^{\alpha} p_k \tag{5-21}$$

为了将分散决策情况与社会计划者情况进行比较，我们将（5－19）、（5－20）两式的左边整理成与（5－16）、（5－17）两式左边一样的表达式，得：

$$[p_q - c^q(\beta) - p_w\theta]\alpha(v+r)^{\alpha-1}k_q^{1-\alpha} = (v+r)^{\alpha-1}k_q^{1-\alpha}\left[(\theta t_q + \theta(p_v+t_v) - \theta p_w)\alpha + r\frac{\partial c^q(\beta)}{\partial\beta}\frac{\partial\beta}{\partial r}\right] \tag{5-19'}$$

$$[p_q - c^q(\beta) - p_w\theta](1-\alpha)\left(\frac{v+r}{k_q}\right)^{\alpha} = \left(\frac{v+r}{k_q}\right)^{\alpha}\left[(\theta t_q + \theta(p_v+t_v) - \theta p_w)(1-\alpha) + p_k(\beta^*)^{\alpha}\left(\frac{k_q}{r}\right)^{\alpha}\right] \tag{5-20'}$$

若分散情况也可以达到社会最优结果，则必然有式（5－19′）等号右边项与式（5－16）等号右边项相等，将式（5－18）代入式（5－16）右边，并考虑到式（5－21）可得：

$$p_k = \left(\frac{v+r}{k_q}\right)^{\alpha}\left[(\theta t_q + \theta(p_v+t_v) - \theta p_w)(1-\alpha) + p_k(\beta^*)^{\alpha}\left(\frac{k_q}{r}\right)^{\alpha}\right] \tag{5-22}$$

将式（5－22）整理后可得：

$$p_k = (\theta t_q + \theta(p_v+t_v) - \theta p_w)(1-\alpha)\left(\frac{v+r}{k_q}\right)^{\alpha} + p_k$$

必有：

$$\theta t_q + \theta(p_v+t_v) - \theta p_w = 0 \Rightarrow t_q = p_w - p_v - t_v$$

第6章　废弃物再利用与最优经济增长路径

本章将从宏观的层次分析废弃物再利用行为的影响。由于废弃物的再利用既可以减少污染排放又可以增加资源供给量，因此本章的模型将废弃物再利用的这两种效应引入约束条件。在社会福利最大化条件下，一个社会计划者会将劳动力在生产新产品、回收再利用之间进行分配，以使代表性消费者的福利达到最大化。由此可以找到最优的生产、消费、废弃物排放与再利用的增长路径，并通过比较静态分析，给出废弃物能够被完全再利用的条件。在分散决策完全竞争的情况下，均衡时的废弃物累积量通常不是社会最优的，并且要使完全竞争达到社会最优水平，就必须对废弃物排放征税并对再利用行为进行补贴，但这种征税与补贴是预算不平衡的。

6.1　基本模型

在传统的耗竭性资源经济学中，资源的使用方式是一个不被主流研究所重视的领域。例如，Stiglitz（1974）在耗竭性自然资源模型中就有意忽略了资源的循环利用问题。他断言，只要资源不是百分百的再循环，结果就与不考虑这种效应的资源模型没什么区别。如果资源可以百分百的再利用，则增长模型就等价于存在一种可重复投入的固定要素（例如土地）的情况。按照Stiglitz（1974）模型中的基本思想，如果资源的完全再循环要消耗一定的成本，则在最优增长路径上资源是完全再循环还是完全消耗才是一个值得研究的问题，因为只要资源循环不是百分百的，资源的耗尽与没有任何循环情况相比仅仅是时间延长了而已。

主流的资源经济学关注的热点是耗竭性资源的最优开采与配置问题，且通常仅将技术变化、要素替代以及规模经济看作是突破资源限制的三种经济力量，而普遍不考虑资源的再生利用对可耗竭性资源使用的影响（Di Vita，2001）。另外，正式分析中也很少考虑到资源开发与使用过程中的环

境成本，而环境问题与资源使用方法有着密切的联系。事实上，环境问题已经成为人类可持续发展的首要问题。

废弃物的循环利用作为一种经济思想最早体现在 Boulding（1966）的“宇宙飞船经济学”中，并由 Ayres 和 Kneese（1969）、D’Arge 和 Kogiku（1973）等人整合进一般均衡模型中，进而分析经济系统内的物质流动与循环问题。然而他们的模型主要关注的是描述物质流动过程，而不是从个体选择的角度研究最优的资源使用方式。本部分旨在 Smith、Huhtala 等学者研究的基础上，通过将废弃物的回收利用引入动态优化增长模型，对固体废弃物质的最优累积与循环再利用问题进行理论上的探讨。

我们假设经济体只生产一种产品。该产品是由两部分构成：一部分是该产品被代表性消费者消费掉的部分，称之为“服务流”；另一部分是该“服务流”的物质载体，称之为“外壳”（container）。“外壳”在“服务流”被消费后将以废弃物的形式存在，且每单位产品在消费后将产生一单位的“外壳”或废弃物。这种废弃物也可以看作是消费后产生的残余物，它们可以被回收再利用，从而作为生产新产品的“外壳”而存在。例如，消费者在消费了报纸的内容（即“服务流”）后，“服务流”的载体或“外壳”——纸张作为一种废弃物可以被利用重新生产新闻纸。又如，消费者在喝完可乐或汽水后，可乐罐或汽水瓶就成为废弃物，可以被回收再利用成为新容器。废报纸、可乐罐、汽水瓶都属于废弃物可以全部被重新再利用的例子。还有一些产品的废弃物可以部分地被再利用，比如白色家电、电子产品的零配件可以从新投入生产，报废的汽车可以重新用来生产钢铁等。因为根据物质守恒定律，废弃物以任何方式进行处置（如掩埋、焚烧），最终仍然会产生新的污染排放，我们假设，消费后的“外壳”除非被循环利用，否则只能以废弃物形式累积下来并造成污染。一部分“外壳”将被回收再利用，用来生产当期的新生产的“服务流”的载体。没有被再利用的“外壳”形成废弃物流量，构成当期废弃物存量的一部分。只要当期“服务流”数量超过再利用的“外壳”数量，一定的资源就必须被利用来生产出它们之间差额数量的“外壳”，以供给尚无“外壳”的“服务流”。

假设经济体中代表性消费者的效用函数 $u(q_1(t), q_2(t), W(t))$ 是连续可微的。该代表性消费者每期从消费 q_1 数量的产品中得到正效用，

即 $\partial u/\partial q_1 > 0$。根据上面对产品构成的假设，$q_1$ 既是每期产品的数量，也是“服务流”被消费后产生的废弃的“外壳”的数量。在产生的 q_1 数量外壳中，有 $q_2 \leq q_1$ 个单位的废弃“外壳”经循环再利用后重新“嵌入”服务流。尽管废弃物的回收再利用对环境产生好的影响，但在缺乏有效的经济激励下，无论厂商还是消费者都没有对废弃物循环再利用的意愿，他们的自利本能可能是将这些废弃物排放到环境中去。因此，回收再利用的效用可能为负，即 $\partial u/\partial q_2 < 0$。具体原因如下：对于厂商而言，在不适当的激励体制下，回收再利用的成本可能超过重新生产的成本。对消费者而言，即使由厂商负责回收再利用，例如欧盟的 WEEE 指令要求厂商建立相应的回收再利用系统，最终这部分增加的成本的一部分会由厂商转嫁给消费者，具体的转嫁份额将取决于二者之间的讨价还价能力。因此，我们假设循环再利用给消费者带来负的效用。

产生的废弃“外壳”除了被回收再利用外，余下的（$q_1 - q_2$）个“外壳”作为废物排放到自然界中。假设每期废弃物的存量为 $W(t)$，废弃物会污染环境，给消费者带来负效用，即 $\partial u/\partial W < 0$。令其在自然界中被分解的速率为 r，则废弃物存量的动态方程为：

$$\frac{dW}{dt} = (q_1 - q_2) - rW \tag{6-1}$$

新“外壳”的生产数量是 $q_3 = q_1 - q_2$。因此，生产约束方程可以表示为：

$$q_3 - q_1 + q_2 = 0 \tag{6-2}$$

为了推导方便，我们假设消费者的效用函数是加性可分的，即：

$$u(q_1, q_2, W) \equiv u_1(q_1) + u_2(q_2) + u_3(W) \tag{6-3}$$

厂商可以从事三种生产活动：产品的生产函数是 $f_1(L_1(t))$；废弃“外壳”回收再利用过程的生产函数为 $f_2(L_2(t))$；新“外壳”的生产函数为 $f_3(L_3(t))$。其中 $L_i(t)$ 是劳动力投入，生产函数 $f_i(\cdot)$ 符合 *Inada* 条件。设每期的劳动总量为 $L(t)$，则劳动力约束方程为：

$$L = L_1 + L_2 + L_3 \tag{6-4}$$

社会福利最大化问题是在满足约束条件（6-1）、（6-2）、（6-4）下，选取控制变量 $L_i(t)$ 以最大化 $\int_0^{\infty} u(f_1(L_1), f_2(L_2), W)e^{-\rho t}dt$。将生产函数与加性可分的效用函数代入后，现值 Hamilton 函数可以写成：

$$H = [u_1(f_1(L_1)) + u_2(f_2(L_2)) + u_3(W)] + \lambda_L[L - L_1 - L_2 - L_3] + \lambda_N[f_3(L_3) - f_1(L_1) + f_2(L_2)] + \lambda_W[f_1(L_1) - f_2(L_2) - rW] \quad (6-5)$$

式中 λ_L、λ_N、λ_W 分别是劳动影子价格、新“外壳”影子价格、废弃物影子价格。在存在内部解（即 $L_1 > 0$，$L_2 > 0$，$L_3 > 0$）的条件下，该最优化问题的解必须满足如下的一阶条件与运动方程：

$$\frac{\partial H}{\partial L_1} = u_1'f_1' - \lambda_L - \lambda_N f_1' + \lambda_W f_1' = 0 \quad (6-6)$$

$$\frac{\partial H}{\partial L_2} = u_2'f_2' - \lambda_L + \lambda_N f_2' - \lambda_W f_2' = 0 \quad (6-7)$$

$$\frac{\partial H}{\partial L_3} = -\lambda_L + \lambda_N f_3' = 0 \quad (6-8)$$

$$\frac{d\lambda_W}{dt} = (\rho + r)\lambda_W - u_3' \quad (6-9)$$

$$\frac{dW}{dt} = f_1(L_1) - f_2(L_2) - rW \quad (6-10)$$

当存在外部性时，产品的私人成本可能与社会成本不相等。一阶条件式（6-6）和（6-7）即反映了这种关系。为看清楚这点，将式（6-8）改写成 $\lambda_N = \lambda_L/f_3'$ 后代入（6-6）和（6-7），并整理得：

$$u_1' = \frac{\lambda_L}{f_1'} + \frac{\lambda_L}{f_3'} - \lambda_W \quad (6-11)$$

$$u_2' = \frac{\lambda_L}{f_2'} - \frac{\lambda_L}{f_3'} + \lambda_W \quad (6-12)$$

式（6-11）表明，在最优增长路径上，消费 q_1 产品的数量应满足其边际效用等于生产的边际私人成本（$\lambda_L/f_1' > 0$）与社会成本之和的条件。消费 q_1 的社会成本包括二项：生产“外壳”的成本（$\lambda_L/f_3' > 0$）和废弃物累积的污染成本（$-\lambda_W > 0$）。式（6-12）表明，在最优增长路径上，回收再利用过程所处理的 q_2 个废弃“外壳”带来的边际效用应等于生产的私人成本（$\lambda_L/f_2' > 0$）与社会收益之和。这些社会收益包括：减少了资源的使用（$-\lambda_L/f_3' < 0$），减少了废弃物的排放（$\lambda_W < 0$）。由此可以看到，产品的生产与消费可以产生负的外部性，而循环再利用过程会产生正的外部性。

在最优的消费—生产路径上，社会计划者会选择合适的产量，以使该

产量下代表性消费者的边际效用等于生产的私人边际成本与外部性（社会边际成本或边际收益）之和。而在竞争性分散决策的市场上，价格只反映了生产的私人成本。在我们所建立的包含回收再利用的简化模型里，劳动力的影子价格与其市场价格完全一样，但产品的市场价格与回收再利用生产过程的市场价格却受到扭曲，与其相应的影子价格出现了背离。市场价格与影子价格相背离这一事实启示我们：是否可以通过税收或补贴以使产品价格反映其社会成本？我们还将在后面讨论这个问题。

6.2 比较静态分析

1．均衡路径

由方程（6－6）、（6－7）、（6－8）和劳动力约束条件 $L = L_1 + L_2 + L_3$ 及生产约束 $f(L_3) - f(L_1) + f(L_2) = 0$ 可知，劳动力投入是 λ_W 的函数，即 $L_i(\lambda_W)$。在（λ_W，W）构成的相空间中，废弃物累积的运动方程与其影子价格的运动方程分别为：

$$\frac{dW}{dt} = f_1(L_1) - f_2(L_2) - rW \tag{6-13}$$

$$\frac{d\lambda_W}{dt} = (\rho + r)\lambda_W - u_3'(W) \tag{6-14}$$

在图6－1中，纵轴是影子价格的绝对值。使废弃物累积达到均衡状态时（$\dot{W} = 0$）的 λ_W 与 W 组合由向下倾斜的 $W = [f_1(L_1(\lambda_W)) - f_2(L_2(\lambda_W))]/r$ 确定，即排放的废弃物流量恰能被自然所分解。随着 W 的增加，$\dot{W} = 0$ 依次经过三个阶段："＋，0，－[①]"。其经济学含义是：在该线的上方，废弃物影子价格增加，回收再利用得到鼓励，废弃物累积将减

① 证明：首先证明 $\dot{W} = 0$ 向下倾斜。令 $\Lambda = f_1(L_1(\lambda_W)) - f_2(L_2(\lambda_W)) - rW$，根据隐函数定理，在 $\dot{W} = 0$ 曲线上应有 $\left.\frac{d\lambda_W}{dW}\right|_{\dot{W}=0} = -\frac{\partial\Lambda/\partial W}{\partial\Lambda/\partial\lambda_W} = \frac{r}{\partial[f_1(L_1(\lambda_W)) - f_2(L_2(\lambda_W))]/\partial W} > 0$，其中 $\frac{\partial f_1}{\partial\lambda_W} - \frac{\partial f_2}{\partial\lambda_W} > 0$。由于 $\lambda_W < 0$，故 $\dot{W} = 0$ 向下倾斜。其次，$\frac{\partial\dot{W}}{\partial W} = \frac{\partial[f_3(L_3(\lambda_W)) - rW]}{\partial W} = -r < 0$，证明在相空间中持续的由西向东移动时，$dW/dt$ 稳定减少，依次经过三个阶段：＋，0，－。

少。在该线的下方，废弃物影子价格不足以使废弃物排放被控制在自然所能分解的范围内，废弃物的累积量将增加。同理，$\lambda_W = u_3'(W)/(\rho + r)$ 表示废弃物影子价格达到了稳定状态 $\dot{\lambda}_W = 0$ 。在该线的右方，废弃物的影子价格增加（由于废弃物影子价格为负，故绝对值在减少）。在该线的左方，废弃物的影子价格在减少（绝对值在增加）。在最优增长路径上达到稳定状态时，废弃物存量与影子价格由 E 点决定，该稳定状态是鞍点稳定的。

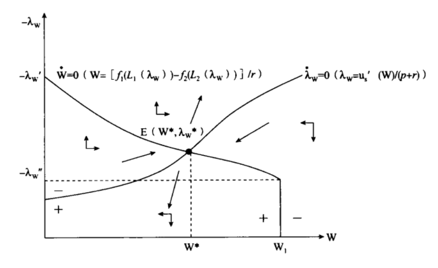


图 6－1　废弃物累积及其影子价格的相位

2. 比较静态分析

模型中的参数 ρ 对均衡结果有重要影响。ρ 出现在 $\dot{\lambda}_W = 0$ 的分母中，将（$\rho + r$）称为经 r 调整后的折现率，简称折现率。当此折现率增加时，折现后的废弃物存量的边际效用的绝对值下降，$\dot{\lambda}_W = 0$ 由位置 1 下降到位置 2（见图 6－2），新的均衡点 E_2 有更高的废弃物存量，更低的影子价格（绝对值）。当（$\rho + r$）增大到一定程度时，$\dot{\lambda}_W = 0$ 到达位置 3 处，均衡点会移动到 E_3 处。在该处废弃物的影子价格是如此之低，以至于废弃物全部被排放比回收再利用是更佳的选择。如果（$\rho + r$）非常小，$\dot{\lambda}_W = 0$ 到达位置 4 处，均衡点会移动到 E_4 处。在该处废弃物的影子价格非常高，以至于废弃物必须全部被回收再利用才会达到社会最优。当废弃物的影子价格足

够高或足够低时，就会发生“外壳”全部被排放或全部被回收再利用的情况。以下命题即表明了这种极端情况成立的必要条件。

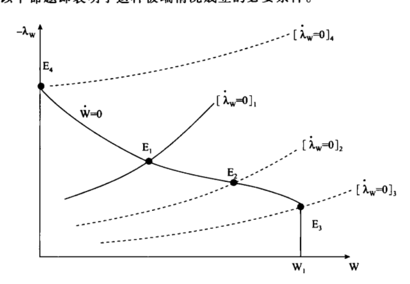


图 6－2　比较静态分析

命题 1. 社会福利最大化问题存在边角解的必要条件是废弃物的影子价格足够高或足够低。例如在图 6－1 中，当 $-\lambda_w > -\lambda_w'$ 时，废弃物全部被回收再利用；当 $-\lambda_w < -\lambda_w''$ 时，废弃物全部被排放。

证明：如果将（6－7）式重新整理成 $-u_2' + \frac{\lambda_L}{f_2'} = \frac{\lambda_L}{f_3'} - \lambda_W$，可以发现，左端恰好是回收再利用过程给消费者和企业带来的社会边际成本，右端可以看作是回收再利用节省了新“外壳”的劳动投入和废弃物排放带来的额边际社会收益。当右端（左端）大于左端（右端）时，全部回收再利用（或全部排放）就是最优的。但这只是必要条件而非充分条件①。它表明，当废弃物影子价格高于（低于）某一临界值时，就有 $W=0$（或 $W=W_1$）。

除了参数 ρ 对均衡结果有重要影响外，消费者对废弃物的主观效用 $u_3(W)$ 也对均衡结果有重要影响。其影响方式与（$\rho + r$）类似：当消费者对废弃物越厌恶，即 $du_3(W)/dW$ 的绝对值越大，$\dot{\lambda}_W = 0$ 越会向上移动，均衡时的废弃物存量越小。这说明改变消费者的偏好也是改变均衡位置的一

① 这实际就是最优控制中的 Kuhn－Tucker 条件。

种渠道。比如，通过大量的环境教育改变消费者对废弃物危害的认识，可以增加消费者对循环再利用产品的需求。

3. 与完全竞争结果的比较

在分散决策完全竞争的经济组织中，消费者和企业都不会考虑废弃物排放的外部成本，因此均衡解在 $-\lambda_w=0$ 处得到，对应的废弃物存量为 W_1（如图6－1和6－2)。社会福利最大化时的废弃物存量（如图6－1中的 W^*）要小于完全竞争均衡时的废弃物存量，说明完全竞争时的废弃物累积量并非是社会最优的。但当折现率增加到一定程度时，$\dot{\lambda}_W=0$ 将与 $\dot{\lambda}_W=0$ 垂直段相交，表明社会福利最大化时的废弃物累积量与完全竞争时的均衡量一致，因此，完全竞争也可以达到最优的废弃物累积量。因此我们得到如下的命题：

命题2. 在分散决策完全竞争的经济组织中，均衡时的废弃物累积量通常不是社会最优的。只有折现率（$\rho+r$）或废弃物的边际负效用（$u_3'(W)$ 的绝对值）非常大时，完全竞争的均衡结果才有可能是社会最优的。

6.3 税收与补贴政策分析

在存在内点解的情况下，全部产品中既有利用新“外壳”生产出来的 Q_n，也有利用回收的旧“外壳”生产出来的 Q_o。令这两种产品价格分别为 P_n 和 P_o。由前面的分析可知，在分散决策的市场上，生产与消费的外部成本不包括在价格之内。与社会福利最大化时的产品应有的最优价格相比，分散决策时产品的价格 P_n 只反映了生产的私人成本而没有考虑到外部成本。新“外壳”生产出来的产品价格 P_n 小于其影子价格，以旧“外壳”生产出的产品的影子价格 P_o 大于其影子价格。

为使产品价格充分反映生产的全部成本或影子价格，一种方法就是对新“外壳”生产的产品征税从而提高其价格，而对回收再利用旧“外壳”生产出来的产品进行补贴以降低其价格。下面我们将考虑征税与补贴对社会福利的影响。

在图6－3中，横轴与纵轴分别表示旧“外壳”生产出来的产品和新“外壳”生产出来的产品。B_1B_2 是斜率为（$-P_o/P_n$）的预算线，消费者的无差异曲线 u_0 与预算线相切于 E_0 点。如果仅对污染排放征税，新“外

壳”产品的价格将增加到 P_n^*，新的预算线绕 B_2 逆时针旋转到 B_3B_2 位置，新预算线与更低的无差异曲线 u_2 相切于 E_2 点。因此，对污染排放征税将使消费者福利降低。如果在对新“外壳”产品征税的同时，再对旧“外壳”产品进行补贴使其产品价格由 P_0 下降到 P_0^*，新预算线会绕着 B_3 逆时针旋转到 B_3B_4，使消费者福利从 u_2 增加到 u_1。随着补贴力度的加大，当旧“外壳”产品价格进一步降低到 P_0^{**} 时，消费者福利会重新恢复到 u_0 水平。但在新的均衡点上，消费者会消费更多的旧“外壳”产品。

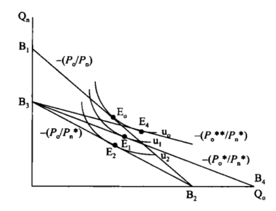


图 6－3　税收与补贴的效果

尽管受预算约束的限制，补贴不一定能够使因征税而减少的社会福利重新恢复到征税前的水平，但上面的分析至少表明，为保护环境而对污染排放进行征税带来的福利损失部分地可以被补贴所抵消。那么，在一个预算平衡的政策下（即补贴的费用全部来自征税），这种税收与补贴具有什么特点呢？由（6－11）和（6－12）式可知，就本文所建立的模型而言，为使价格充分反映生产的全部成本，对“新外壳”的征税与“旧外壳”的补贴相等。因此，在“新外壳”产量与“旧外壳”产量完全相等的情况下，“一对一”的征税与补贴（即每个“新外壳”的征税都用来补贴一个“旧外壳”的生产）可以恢复社会福利最优。而在“新外壳”产量与“旧外壳”产量不相等的情况下，则没有一个预算平衡的机制能够使外部性完全内部化从而恢复社会福利最优。由于“新外壳”产量与“旧外壳”产量相等仅仅是一个特例，因此，一般来说，不存在一个预算平衡的机制能够使外部性完全内部化从而恢复社会福利最优。

第 7 章　案例研究：我国电子废弃物再利用情况调查

本章对我国目前废旧电子产品的循环再利用产业链进行案例分析。首先，我们考察了废旧电子产品的回收与再利用产业链的构成状况。其次，对已经实行 WEEE 回收管理体制改革的地区试点情况以及产业自发的回收活动进行了分析。再次，回顾了与废旧电子产品处理相关的立法。最后，在调查结论中着重指出了目前阻碍我国废旧电子产品回收产业链发展的两个关键问题：一是正规渠道无法与非正规渠道相竞争；二是法规上的不完善导致的多头管理与职责重合问题。

7.1　WEEE 的回收与再利用产业链构成

1. WEEE 的产生

目前，我国电子市场的总规模已经超过了 1 万亿元人民币，电子工业的产值已跃居世界第四位。电子电器产品不仅成为居民生活中的基本必需品，而且更新换代的速度也越来越快。当这些产品进入生命周期的报废阶段时，就会产生大量的废弃电子电气设备（WEEE，Wasted Electronic and Electrical Equipment）。粗略地说，WEEE 主要包括废弃的家用电器产品如彩电、冰箱等，以及相关的电子产品如印刷电路板、电池等。

据估计（见表 7－1），每年我国报废的电视机、电冰箱、洗衣机和计算机的数量分别是 5 百万台、4 百万台、5 百万台和 5 百万台。无论是从数量还是从有毒性的角度来看，这些 WEEE 正在成为我国固体废弃污染物的重要来源。如果不对其循环过程与处理过程进行有效管理，WEEE 中所包含的有毒器件和材料就会对环境和人体健康产生严重的损害。

表 7-1　我国每年 EEE 的社会持有及报废状况

产品	电视机	电冰箱	洗衣机	计算机
社会持有量（亿台）	3.5	1.3	1.7	0.2
购买数量（百万台）	10	4	5	5
报废数量（百万台）	5	4	5	5

资料来源：①新华网，2004 年 5 月 23 日；②Takeshi（2006）

从来源上看，除国内的报废产品外，从国外进口的废弃产品正在成为 WEEE 的另一个主要来源。我国目前已经成为发达国家向发展中国家以“再利用”名义出口 WEEE 的一个重要目的地。例如，硅谷防止有毒物质联盟（SVTC）和巴塞尔行动网络（Basel Action Network）联合公布了对于亚洲电子垃圾进口情况的调查报告。这份长达 50 多页的报告中提到，每年美国大约有 80% 的电子垃圾被出口到了亚洲的中国、印度和巴基斯坦，其中中国占 90%。尽管我国每年进口的 WEEE 的详细数量缺乏统计，但相关报道表明（新华网，2004 年 5 月 23 日），WEEE 的进口数量在日益增长，并且开始从广东向湖南、浙江、上海、天津、福建和山东等地区扩散。

2. 产业链构成

由于大部分的 WEEE 回收流通是通过非正式部门进行的，因此难以对我国目前的 WEEE 产业链情况进行正式的分析。但我们通过面对面访谈的方式对这个产业链的基本情况进行了一次调查，访谈的主要对象是某地区 WEEE 产业链上的各个参与者，包括单位和普通消费者、废品收购人员、废品加工点，访谈的主要问题集中于各个环节的成本状况以及物质流的数量上。所得的数据是各个访谈者的估计值的平均数。由难以获得通过国外渠道进口的 WEEE 的可靠数据，我们的数据主要是国内 WEEE 的产生与处理情况。通过访谈，我们首先绘制了 WEEE 产业链上物质流动图 7-1。

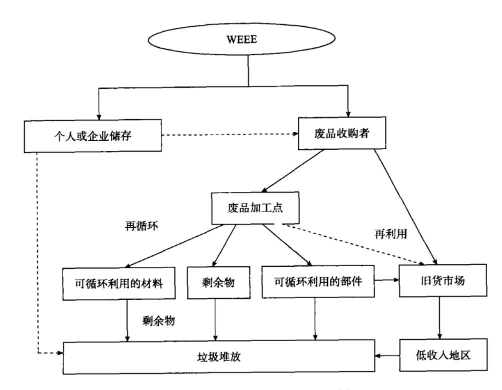


图 7－1　WEEE 循环再利用产业链的构成

3. WEEE 的回收环节

位于 WEEE 产业链最顶端上的是由单位和个人淘汰下来的废弃电子产品。这些废弃电子产品并非是完全直接进入了产业链的下游环节，而是很大一部分（大约 65%）被暂时地储存在单位的办公室或家庭内部，其余大约 35% 左右的 WEEE 进入产业链的流通环节。那些暂时被搁置起来的废弃电子产品会在延迟一段时间后进入 WEEE 产业链的流通环节：对于单位来说，具体会视存储的数量或存储的空间情况而定，大多是积攒够一定的数量后一次性卖给废品收购者。对于普通家庭的 WEEE 来说，存储主要视家庭空间容量以及交易者的出价情况而定，越是贵重的废弃物或体积大的废弃物，家庭存储的时间就越长，与收购者讨价还价的次数也越多。

WEEE 的收购主要是由个体的废品收购者来完成的。这些废品收购者不仅收购废弃电子产品，其业务范围还包括金属、泡沫塑料、纸张等其他

废品。在实地调研与专家访谈过程中，我们了解到，20 世纪 70 年代以前，以国营回收系统为主形成的遍布城乡的回收网络构成了我国废旧物品回收的最主要渠道。从 1984 年开始，我国废旧物质回收市场逐步开放，私营企业和个体经营者大量进入该行业，自发形成了以市场机制运作为主的回收市场。改革开放以来，计划经济体制下建立的国有、集体性质（供销合作系统）的回收机构难以适应经济体制改革的新形势，相当多的企业逐渐萎缩、合并、解体，一部分进行了企业改制。目前，民营企业和个体经营者已成为该行业的主要组成部分。各回收主体分别采取不同的经营策略和运作方式（见表 7－2）。

表 7－2　各废品收购主体的运作特点

	国营回收企业	私营企业	分散的个体回收者
产生时期	20 世纪 50 年代	20 世纪 80 年代中期	20 世纪 80 年代中期
性质	国有或集体	私营	个体
隶属部门	供销社或物质部门	无	无
形成方式	自上而下	自发形成	自发形成
人员组成	国有企业职工 招商的商户 个体回收者	招商的商户	个体回收者， 外来务工人员
主要类型	回收经营型 回收加工型	回收经营型 回收加工型	捡拾、收购、转卖
经营项目	生产性废旧金属、 生活性废旧金属、 废纸等传统经营项目	各种废旧物质	各种废旧物质
经营运作方式	建立、经营废旧 物质集散市场 直接从事回收经营 建立社区回收网络体系	经营废旧物质集散市场 直接从事回收经营 投标大型回收项目 转租经营合同获取收益	流动收购

总体上来讲，民营企业和个体经营者是 WEEE 的主要收购者，二者之间侧重的来源有些差异，主要体现在较大的私营收购者在收购单位或企业的大批量废旧电子类产品方面具有优势，而个体回收者主要收购家庭产生的废弃电子产品。调查表明，在经营者的身份上，个体回收者以外省市来本地的务工人员为主，本地人则少有涉足。这些个体回收者一般每人有其

固定的负责社区，采取巡行的方式收购，彼此之间多是同乡或较为熟悉。我国目前尚未有明确的政策法规对这类回收者进行规范，因此他们是一种非正式的回收渠道，甚至有些回收者为谋求更大的利益而从事非法的活动。尽管他们主要通过自己的收购渠道单打独斗，进行分散经营活动，组织化程度较低，交易方式较为落后，但是由于通常所需的装备资本投资少且人工成本低，他们的运行效率却较高。在 WEEE 产业链上，他们不仅起到收集废弃物的作用，同时也是对这些废弃物的初步分类加工者。经废旧电子类产品收购者初步分类后的回收产品将流向两个后继渠道：一是二手旧货市场，一是废弃物质加工点。

4. WEEE 的处置与影响

一部分废弃的电子产品并非是功能完全丧失、不能使用，它们可能仅仅是被功能更强大的新产品淘汰、或者单项功能损坏但经简单维修后即可继续使用。那么，这些尚可使用的产品将在二手市场上继续被出售，流入农村或低收入地区。由于没有独立的组织为这些二手产品进行品质鉴定与检测，这个市场是高度信息不透明的。这些流向二手市场的 WEEE 占总量的 20% 左右，另外 15% 的 WEEE 被送往手工作坊进行循环再利用。通常情况下，将产品卖给二手市场比卖给手工作坊更有利可图，因为废弃产品手工拆解得到的零部件和材料价值低于整机在二手市场上的卖价。进入手工作坊的 15% 左右的 WEEE 中，有 1% 左右会因为没有再利用价值而直接被丢弃，9% 左右主要用来进行材料回收，回收后剩余物也将被丢弃，余下的 5% 左右主要是进行零部件的回收，然后在二手旧货市场上出售。

从处理手段上看，我国大部分的 WEEE 都是在小作坊中利用手工拆解和公开焚烧的方法进行处理，废弃物中有价值与易拆解的零部件被剥离后，其余部分被丢弃掉。这些小规模、未经许可的 WEEE 处理作坊主要集聚在广东的贵屿及浙江的台州地区。其中，贵屿地区由于在亚洲地区 WEEE 的贸易与加工中的典型性，经巴塞尔行动网、绿色和平组织（Greenpeace China）等非政府组织报道后，引起国际社会的广泛关注。贵屿的 WEEE 加工再利用企业是由众多的小企业组成，该地区的 WEEE 很大一部分来自美国、日本和欧洲。WEEE 加工再利用产业的发展已经对地区的环境与居民健康造成了严重的损害。这些小企业采用非常危险的手段进行零部件与材料的回收（见图 7－2），例如无任何保护方式的手工方式处

理打印机硒鼓、公开焚烧电线回收金属铜、清除印刷电路板焊料、用酸液从芯片与元件中萃取贵金属金。许多未成年儿童也加入了这支 WEEE 处理大军。大量不能处理的材料以及剩余物就被倾倒进田地、河流与灌溉渠中，导致练江中的金属铬含量达到 0.01 毫克/升 ~ 0.033 毫克/升，超出世界卫生组织的警戒线 0.003 毫克/升近十倍，铅的含量是 1.9 毫克/升 ~ 24 毫克/升，而世界卫生组织的警戒线是 0.01 毫克/升（见表 7 - 3）。由于地下水被严重污染，贵屿的饮用水不得不从 30 公里以外的其他地区调进。贵屿地区居民的呼吸道和肾结石疾病的发病率特别高，尤其是在外来务工人员中更高。



图 7 - 2　广东贵屿的 WEEE 加工与处理现场

WEEE 除了对环境有影响外，也对 EEE 产品的生产企业、资源再利用以及 WEEE 产业链上各相关主体的收入产生了重要的经济影响。

首先，EEE 产品的生产企业大部分都出口产品，这些产品就必须符合国际环境标准。目前，对我国电子类产品出口影响最大的两个标准是欧盟的 WEEE 指令和 RoHS 指令，这类指令的实施将增加企业 10% 左右的成本。在 2001 年至 2004 年期间，中国出口欧盟的家电产品一直是大幅增长的，但随后开始出现放缓迹象，2006 年上半年甚至是负增长，而对欧盟市场的出口增速下滑，和欧盟在 2006 年先后实行的 WEEE 和 RoHS 环保指令有着重要的联系①。

表 7－3　练江的水质取样调查

物质	取样 A（mg/L）	取样 B（mg/L）	WHO 警戒线（mg/L）
铅	1.9	24	0.01
铬	0.01	0.033	0.003
水银	<0.001	<0.001	0.001
铜	1.3	2.6	2

其次，我国是一个人均资源拥有量只有世界平均水平 50% 的资源贫乏的国家，而且 EEE 产业部门的快速增长需要大量的原材料和元器件，因此，资源的循环再利用比北美和欧洲更为迫切。但由于 WEEE 的加工处理过程不受有效的监督管制，小规模的个体生产者只能对诸如铜线、铅焊料、镀金等价值高和易剥离的材料进行处理，其他诸如硒鼓、已剥离了铅焊料的印刷电路板等难处理、低价值的材料则被丢弃，从而造成资源的浪费。

此外，WEEE 可以为企业和个人带来收入增加的机会。在 WEEE 被出售和交易的过程中，收集者、加工者、二手产品的出售者和消费者等价值链的参与者都可获得相应部分的价值。消费者将废弃电子产品出售给废品回购者可以增加收入，废品收购者将废弃电子产品再转卖给加工者也可以赚取差价。废弃电子产品的加工者可能是整个产业链上获利最丰的环节。例如，贵屿的 WEEE 产业的年产值达 6 亿元人民币，一吨电子板卡，可以

① 由于欧盟成员国执行法令的速度不一致以及中国以 OEM 为主的出口方式，中国出口企业受这两个指令的影响程度目前还没有完全的突显出来。详情见 http：//www.worldbydata.com/News/zxnewview－15266.htm.

分离出 286 磅铜、1 磅黄金、44 磅锡，仅 1 磅黄金就价值 6000 美元，对电子垃圾进行不需要先进技术和设备，成本低的手工拆解是非常有利可图的[①]。因此，该环节吸引了大量的非正规甚至是非法的从业者。但这种手工作坊式的处理方式会产生严重的环境污染。

7.2 WEEE 回收的地区试点与产业实践

我国目前对 WEEE 的回收主要是通过废品收购者来完成的，其加工处理工作则是由众多非法建立的小加工点来进行。这套 WEEE 的回收体系正面临着一系列的挑战：第一，大部分的 WEEE 都是由非正式的渠道来完成的，能够进入官方批准的再利用处理企业部分的 WEEE 少之又少。第二，在规范的 WEEE 循环再利用方面，更关注其对环境和资源的有益影响的一面，而忽视正确处理方式可能需要的成本支出方面。第三，消费者将 WEEE 看作是一项资源和产生收入的机会，而不愿意为其处置过程支付费用，导致以正规方式处置这些废弃物的再循环企业无利可图。

除了非正式的 WEEE 回收与处理体系外，有的地方政府也开始尝试建立规范的 WEEE 处理中心，个别产业也开始了电子类废弃物的回收实践。我们下面将对这些 WEEE 回收与再利用系统进行考察。

1. 地区试点

对 WEEE 的管制需要足够的信息以了解该产业的运作方式，而目前的非正式收集与加工渠道游离于政府的监控之外，因此，政府部门需要建立地区试点来进行可行性试验，帮助了解建立 WEEE 循环体系中可能遇到的困难以及制定 WEEE 相关法律中的主要问题。基于这样一个目的，发改委于 2003 年批准青岛和浙江建立 WEEE 试点管理体系，分别代表着在市和省两个不同层面上探索不同的 WEEE 回收与加工模式。通过这种试点工作要达到四个目的：第一，促进形成一个类似于欧盟 PRO 的组织；第二，建立一个国内的 WEEE 回收体系；第三，支持发展 WEEE 管理的标准与条例；第四，开发 WEEE 循环再利用的技术与设备。

青岛是我国最大的家电企业生产基地，海尔、澳柯玛、海信三大家电

① 见 http://news.sina.com.cn/c/2004-01-04/23192543747.shtml.

厂商云集于此，这为进行 WEEE 的回收试点工作奠定了好的实验条件。试点由青岛经贸委负责，其目的是要建成一种以生产商为主导的 WEEE 循环模式。一期目标是产能达到 20 万件家电，最终目标是 60 万件，并最终和青岛市的危险物处理中心合并。海尔集团是项目的实施者，共投入 8 千万元用于建立 WEEE 处理厂，其中 15% 的资金由政府解决。

与青岛不同，浙江的试点是在省级层面上展开的，其循环模式采用的是建立专业化的 WEEE 处理厂，并由专业化的公司负责。在杭州，大地环保公司建立起集中的处理中心，利用遍布全省的收集网络进行 WEEE 的收集，目标是每年处理 80 万件电子废弃物。通过与中国家用电器研究院和中国家用电器协会的合作，大地环保公司投资 2 百万元建立了 R&D 研究中心。作为试点的主管部门，浙江经贸委已经形成了批准二手电器转售的标准，以及 WEEE 的管理条例，且该条例是指导性的，以保证与未来国家标准的兼容性。

目前，这两个项目在实行的过程中都遇到了收集 WEEE 废弃物与弥补运行成本的困难，这两个困难实际都牵涉到 WEEE 的回收成本问题。在 2004 年，青岛市共产生 25 万台废彩电、10 万台废冰箱、10 万台废洗衣机、15 万台废 PC，然而回收中心仅仅回收了不足 1 千台家电，远远低于其加工能力 20 万台。大地环保公司 2004 年仅回收了 35.6 吨的废电器、4.6 吨的废 PC，10.2 吨的电灯泡和电子管，同样远远不能满足其加工能力。造成这种状况的主要原因就是 WEEE 的回收成本太高。据海尔的一位工作人员讲，以环保的方式对 WEEE 进行处理的成本至少占总成本的一半，如果企业为 WEEE 的回收支付高价格以与个体的回收者进行竞争的话，将会入不敷出。大地环保公司的一位副总经理也认为，公司减缓回收数量是因为成本太高，平均每件的回收成本达 110 元，这还不包括运输与人员费用。除了国家试点地区遇到 WEEE 回收困难的问题外，其他一些地区的 WEEE 回收加工企业也同样遇到这样的问题。南京的金泽公司是一家投资 1 千万人民币建立起来的循环再利用企业，该企业能够在一小时内处理完其在很长一段时间内收集到的电路板。一位管理人员认为[①]，他们在

① 国内首家电子垃圾处理厂南京金泽公司找“米”下锅，http://www.jschina.com.cn/gb/jschina/news/node7774/node7775/userobject1ai602173.html.

设备投入和生产成本中，一半左右用于保证处理过程的环保性，因为他们是在密封容器中提取，废水蒸馏、废气走洗涤塔、有害物质基本上零排放，而小作坊露天提取贵金属，残液一倒了之，自然运作成本就低。这样，废旧电器就会被小贩高价收去倒卖，根本就不能进入正规工厂。由此可见，WEEE 的回收成本高是一个共性问题，也是阻碍目前该产业健康发展的一个关键。

从价值流动角度看，我国与欧盟的 WEEE 产业有一个重要的区别：欧盟的消费者与企业之间有一个共识，认为 WEEE 是一种废弃物，产生这种废弃物的消费者应该为其负责，所以消费者最终要为 WEEE 的收集与处理过程买单。利用从消费者支付中所筹集到的资金，可以支付建立全国性的、正式的 WEEE 收集网络和支持再循环企业的日常运营。而我国的消费者普遍将 WEEE 看作是一种潜在的增加收入机会，通过将废弃的产品卖给收购者实现收益的增加，因此导致再循环部门的成本增加。合法的、正式的循环再利用企业由于采用的是环境友好型的 WEEE 处理技术，其运营成本本身就高于手工作坊式的处理方式，再加上要为收集到的 WEEE 付出成本，其竞争力远不如竞争对手，经常处于原料无法满足生产能力的境地。

除了国家试点项目之外，天津、石家庄、上海等一些地方政府也在探索 WEEE 的发展模式。例如，天津市就在重新激活国有的回收网络，利用天津绿天使公司实施“1931”体系，意思是建立 1000 家社区回收点，9 家运送站，3 家循环材料交易中心和 1 个 WEEE 处理厂。但这些回收网络也同样面临着缺少 WEEE 来源的困扰。

2. 产业实践情况

在移动通信产业，中国移动联合摩托罗拉和诺基亚，于 2005 年底开展了“绿箱子环保计划——废弃手机及配件回收”产业实践活动，将生产者的责任延伸到产品消费后的废弃物处理过程。在目前我国通信产业还不存在类似欧盟 EPR 强硬规定情况下，“绿箱子”计划是自发的产业 EPR 实践，带有很强的公益性，因此其强调的是倡导消费者过环保时尚新生活。另一方面，从厂商的角度，将“企业社会责任”作为吸引高端消费的一个卖点，突出企业品牌的社会公益形象。

“绿箱子”环保行动于 2005 年 12 月 6 日起在包括直辖市和省会城市在内的全国 40 个重点城市中展开，在行动展开地区，约 1000 家中国移

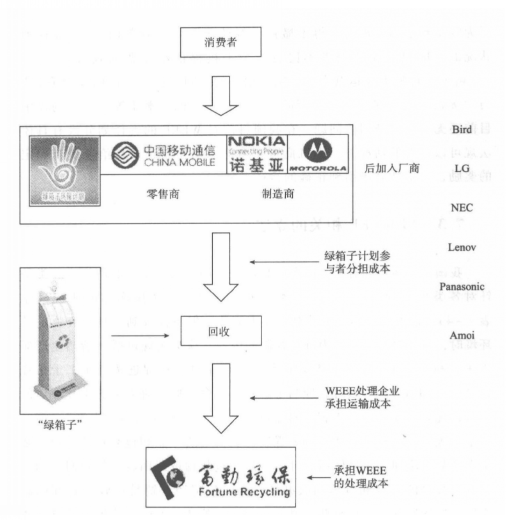


图7－3 "绿箱子"行动的回收流程

动自办营业厅和摩托罗拉及诺基亚的各约150家销售中心、维修服务中心将长期设立专门用于废弃手机及配件回收的"绿箱子"，手机用户可以选择就近地点将已经废弃的手机及各类配件投入其中。随后，波导、LG、NEC、联想、松下、厦新也加入"绿箱子"行动。该行动所回收的废旧手机及配件将由中国移动、摩托罗拉、诺基亚三方共同委托专业的公司进行无害化处理，并对其中部分成分进行回收再利用。回收的废旧手机由"绿箱子"行动参与者负责统一运输到存放点，然后由委托的专业公司进行运输与处理，手机回收所遇到的问题与地区试点中所遇到的问题相似，都是废旧手机的来源不足。例如，中国移动重庆分公司甚至

因为收不到废旧手机而不得不撤销“绿箱子”的专管部门①。造成这种状况的原因仍然是消费者不愿意将旧手机提供给免费回收者。因此，“绿箱子”计划需要运营商、厂家、用户的共同支持。手机回收“有偿”与“无偿”之间是有一定差距的，仅仅依靠道德、素质等自律性的措施目前还无法来弥补回收问题。在我国目前对 WEEE 的责任划分没有具体法规可以参考的情况下，手机商可以考虑以旧换新，或是给消费者一定的奖励，把消费者吸引到正确的途径上来。

7.3 与 WEEE 相关的立法

我国目前涉及到对电子废弃产品进行管制的法律主要有两类：一类是针对各类废弃物的法规，另一类是专门针对电子类废弃物的法规（见表 7-4）。前者虽然不完全针对电子废弃物，但也涉及到一旦废弃物危及环境时，就要对其回收行为进行管制的内容。这类法规包括《清洁生产促进法》和《固体废弃污染环境防治法》。《清洁生产促进法》第二十条规定“产品和包装物的设计，应当考虑其在生命周期中对人类健康和环境的影响，优先选择无毒、无害、易于降解或者便于回收利用的方案”，第二十七条规定“生产、销售被列入强制回收目录的产品和包装物的企业，必须在产品报废和包装物使用后对该产品和包装物进行回收。强制回收的产品和包装物的目录和具体回收办法，由国务院经济贸易行政主管部门制定”。《固体废弃污染环境防治法》第 18 条规定“生产、销售、进口依法被列入强制回收目录的产品和包装物的企业，必须按照国家有关规定对该产品和包装进行回收”。

表 7-4 涉及到对电子废弃产品进行管制的法律

法规	法规颁发	主要内容	生效日期
《清洁生产促进法》	全国人民代表大会常务委员会	第 20、27 条涉及回收再利用问题	2003 年 1 月 1 日

① 见“绿箱子计划在重庆遇尴尬”，http://news.xinhuanet.com/environment/2006-06/22/content_4731347.htm.

续表

法规	法规颁发	主要内容	生效日期
《固体废弃污染环境防治法（2004 修订）》	全国人民代表大会常务委员会	第 5、18 条涉及回收再利用问题	2005 年 4 月 1 日
《废旧家电及电子产品回收处理管理条例》	国家发改委起草，国务院立法	规范废旧家电的回收处理行为	2004 年起草稿
《电子信息产品污染控制管理办法》	信息产业部	限制有毒有害物质的使用；“绿色设计”；在产品上要标注有毒有害物质含量、回收的可能性等信息	2007 年 3 月 1 日
《电子废物污染环境防治管理办法》	国家环保总局	电子废弃物的处置应该符合“固体废弃污染环境防治法”的要求，符合资质的企业应该向上级主管报批	2008 年 2 月 1 日

鉴于电子废弃物的产生已经成为环境危害的一个重要来源，一些部门开始着手制定专门针对电子废弃物管理的法规。这类法规主要包括国家发改委 2004 年起草的《废旧家电及电子产品回收处理管理条例》，信息产业部于 2006 年制定的《电子信息产品污染控制管理办法》，国家环境保护总局 2007 年制定的《电子废物污染环境防治管理办法》。从法规管制的侧重点来看，《废旧家电及电子产品回收处理管理条例》类似于欧盟的 WEEE 指令，主要规范电子废弃物的回收行为；《电子信息产品污染控制管理办法》类似于欧盟的 RoHS 指令，要求在满足工艺要求的前提下，生产商应采用无毒、无害或低毒、低害、易于降解、便于回收利用的方案，目的是减少电子产品中所含有的有毒有害物质或元素，并通过加强产品对消费者的信息透明度，促进生产和销售低污染的电子产品；《电子废物污染环境防治管理办法》主要是规范对电子废弃物的拆解、利用与处理过程，防止没有资质的企业私自处理废电器产生的环境污染问题。虽然三部法规侧重点各不相同，但它们很多规定也有重合的地方，例如《电子废物污染环境防治管理办法》第十四条包含对生产商责任的规定：“电子电器产品、电子电气设备的生产者应当依据国家有关法律、行政法规或者规章的规定，限制或者淘汰有毒有害物质在产品或者设备中的使用”，《废旧家电及电子产品回收处理管理条例》第九条规定“生产商采用有利于回收和再利用的

设计方案；选择无毒无害物质、材料及可回收再利用材料；在家电产品说明书中提供有关主要材料成分等信息”，这些规定都是《电子信息产品污染控制管理办法》的侧重点。

按照法律位阶不同，这三项法规发挥的作用也不同。《废旧家电及电子产品回收处理管理条例》是由发改委起草进入国务院立法等待程序的行政法规，《电子废物污染环境防治管理办法》与《电子信息产品污染控制管理办法》是部门规章。按照《立法法》中下位法不得与上位法相抵触的原理，《电子废物污染环境防治管理办法》与《电子信息产品污染控制管理办法》不得与《废旧家电及电子产品回收处理管理条例》相抵触，只有在《废旧家电及电子产品回收处理管理条例》未作出规定的领域，电子废物污染环境防治管理办法》与《电子信息产品污染控制管理办法》才能做出补充性规定。

7.4 基本结论

通过对我国 WEEE 的回收与再利用情况的考察，我们发现阻碍该产业健康发展的两个主要问题：第一是正规的渠道运行成本高，无法与非正式渠道进行竞争；第二，法规上的重叠与执行问题。这两个问题之间又存在必然的联系，因为正是法规执行上的不力，导致正式渠道的成本过高，无法与非正式渠道之间进行有效的竞争。

因此，为了规范未来 WEEE 产业的健康发展，首先要加大已有法规的执行力度，重点放在对非正规渠道的打击治理，从而使非正规渠道无法转嫁环境成本。

其次，要注意法规之间的协调性。目前我国已经拥有三部针对电子废弃物的法规，易造成多头管理问题。例如在对废弃电子产品的管理上，《电子信息产品污染控制管理办法》主要控制厂商的材料使用行为，《废旧家电及电子产品回收处理管理条例》主要规范回收行为，《电子废物污染环境防治管理办法》主要管理拆解、利用与处理过程，这就造成信息产业部管制生产行为、发改委管制回收行为、环保总局管制再利用行为的多头管理模式。这种多头管理模式各自的侧重点各不相同但互有重合，这有可能造成尽管规定很多，但最后哪个都不能真正起作用，甚至是职责上的重

复。例如，国家发改委起草的《废旧家电及电子产品回收处理管理条例》规定，“省级地方政府资源综合利用主管部门负责本行政区域内废旧家电处理企业的资格认定工作”；国家环保总局起草的《电子废弃物污染环境防治管理办法》规定，“从事收集、贮存、拆解、利用、处置电子废弃物经营活动的单位，应当向所在地设区的市级或省级人民政府环境保护行政主管部门申请登记备案。从事收集、贮存、拆解、利用、处置电子废弃物经营活动的单位，必须按照国家有关法规的规定，申请领取危险废物经营许可证”。上述规定显然会带来管理职责重合的问题，加重电子废弃物处理企业的负担。

第8章 我国发展循环经济的现状、体制性障碍与对策

本章将总结我国循环经济的发展现状，探究发展过程中的体制性障碍，提出进一步的发展对策。

8.1 我国发展循环经济的实践

1. 清洁生产（减量化）的开展状况

循环经济的3R原则第一项就是减量化，而清洁生产是在生产过程中贯彻减量化原则的具体措施，因此，清洁生产构成了循环经济的最基础的一环。

自1992年联合国环境署在厦门举办清洁生产培训班，首次将清洁生产理念引入中国以来，清洁生产在中国其行为方式从朴素自发到与国际接轨，其理念从默默无闻到广泛流行，由小到大、由点及面，使我国成为国际上公认的清洁生产搞得最好的发展中国家。

表8-1 我国推动清洁生产发展的活动

时间	会议、决议、法规	内容
1992年	联合国环境署在厦门举办清洁生产培训班	首次将清洁生产理念引入中国
1993年10月	在上海召开了第二次全国工业污染防治会议	确定了清洁生产在我国工业污染控制中的地位
1994年3月	国务院常务会议讨论通过《中国21世纪议程——中国21世纪人口、环境与发展白皮书》	专门设立了“开展清洁生产和生产绿色产品”这一方案领域
1996年8月	国务院颁布了《关于环境保护若干问题的决定》	明确规定所有大、中、小型新建、扩建、改建和技术改造项目，要提高技术起点，采用能耗物耗小、污染物排放量少的清洁生产工艺

续表

时间	会议、决议、法规	内容
1997年4月	国家环保总局制定发布了《关于推行清洁生产的若干意见》	要求地方环境保护主管部门将清洁生产纳入已有的环境管理政策中。同时编制了《企业清洁生产审核手册》以及啤酒、造纸、有机化工、电镀、纺织等行业的清洁生产审核指南
1999年5月	国家经贸委发布了《关于实施清洁生产示范试点的通知》	选择北京、上海等10个试点城市和石化、冶金等5个试点行业开展清洁生产示范和试点
1998年10月	成为《国际清洁生产宣言》第一批签字国之一	承诺在“导向”、“意识、教育和培训”、“综合性”、“研究与开发”、“交流”、“实施”等六个方面采取行动
2003年1月	施行《中华人民共和国清洁生产促进法》	推行清洁生产的组织管理、规划、财政税收政策、资金支持和鼓励措施等方面的内容做出了具体规定。标志着我国污染治理模式的重大变革

资料来源：根据《中国环境报》（2003年3月24日）整理

我国第一个清洁生产项目是世界银行资助国家环保总局的“推进中国清洁生产”项目，该项目总金额达640万美元。据不完全统计，从1994年起，发达国家政府、欧盟、世界银行、亚洲开发银行、联合国系统等资助我国推进清洁生产的项目不断增加。在清洁生产的十多年发展进程之中，国务院以及国家环保总局等部委机构多次颁布了清洁生产相关的意见和决议。2003年1月1日起施行的《中华人民共和国清洁生产促进法》标志着我国清洁生产进入新阶段。

2. 循环经济的企业试点

清洁生产在推动资源节约和综合利用方面取得了积极成效。尽管“清洁生产法”中也包含了向上游延伸到产品设计、下游延伸到废弃物再利用方面的内容，清洁生产在实践过程中，主要是针对生产过程的环境问题，尤其是资源利用的减量化方面①。清洁生产可以减少企业的资源使用与污染排放，降低单位产值的物质强度与污染排放，但是，只要企业产值的的增长速度超过了单位产值的物质强度与污染排放的下降速度，则企业资源使用量与污染

① 见中国清洁生产网案例研究，http：//www.ccpp.org.cn/tool/index.html.

排放的绝对量仍然会增加。因此，清洁生产解决企业环境问题的能力是受到限制的。要从根本上解决企业生产的环境问题，还需要配合其他的措施，比如“再利用、再循环”，即按照循环经济的3R原则来组织生产。

推进循环经济发展是一项系统性、综合性很强的工作，全面开展循环经济还面临思想观念、法制建设、体制机制、激励政策、技术创新等方面的诸多困难和障碍，因此有必要进行循环经济的企业试点工作。2005年10月，国家发展改革委会同国家环保总局等有关部门和省级人民政府，在重点行业、重点领域、组织开展循环经济试点工作（见表8－2，8－3）。

表8－2　国家循环经济试点的重点行业

行业	企　业
钢铁	鞍本钢铁集团、攀枝花钢铁集团有限公司、包头钢铁集团有限公司、济南钢铁集团有限公司、莱芜钢铁集团有限公司
有色	金川集团有限公司、中国铝业公司中州分公司、江西铜业集团公司、株洲冶炼集团有限责任公司、包头铝业有限责任公司、河南省商电铝业集团公司、云南驰宏锌锗股份有限公司、安徽铜陵有色金属（集团）公司
煤炭	淮南矿业集团有限责任公司、河南平顶山煤业集团有限公司、新汶矿业集团公司、抚顺矿业集团、山西焦煤集团西山煤矿总公司
电力	天津北疆发电厂、河北西柏坡发电有限责任公司、重庆发电厂
化工	山西焦化集团有限公司、山东鲁北企业集团有限公司、四川宜宾天原化工股份有限公司、河北冀衡集团公司、湖南智成化工有限公司、贵州宏福实业有限公司、贵阳开阳磷化工集团公司、山东海化集团有限公司、新疆天业（集团）有限公司、宁夏金昱元化工集团有限公司、福建三明市环科化工橡胶有限公司、烟台万华合成革集团有限公司
建材	北京水泥厂有限责任公司、内蒙古乌兰水泥厂有限公司、吉林亚泰集团股份有限公司
轻工	河南天冠企业集团公司、贵州赤天化纸业股份有限公司、山东泉林纸业有限公司、宜宾五粮液集团有限公司、广西贵糖（集团）股份有限公司、广东省江门甘蔗化工（集团）股份有限公司

表8－3　国家循环经济试点的重点领域

领域	企　业
再生资源回收利用体系建设	北京市朝阳区中兴再生资源回收利用公司、石家庄市物资回收总公司、吉林省吉林市再生资源集散市场、湖南汨罗再生资源集散市场、广东清远再生资源集散市场、深圳报业集团

续表

领域	企　业
废旧金属再生利用	天津大通铜业有限公司、上海新格有色金属有限公司、河南豫光金铅集团有限责任公司、江苏春兴合金集团有限公司、深圳东江环保公司、广东新会双水拆船钢铁有限公司
再制造	济南复强动力有限公司、北京金运通大型轮胎翻修厂
废旧家电回收利用	浙江省、青岛市、广东贵屿镇

3. 国家生态工业示范区的发展

除了清洁生产、循环经济企业试点外，生态工业园区也是我国探索循环经济发展道路的重要尝试。自从2001年6月国家环保总局批准成立了我国第一个生态工业园区——贵港国家生态工业（糖业）示范园区开始，截止到2006年底为止，全国已有24个国家生态工业示范园。这些国家生态工业示范园的基本情况见表8－4。在这24个国家生态工业示范园中，4个位于西部地区，3个位于中部地区，17个位于东部地区。

表8－4　国家生态工业示范园名单

序号	名　称	园区类型	特　色
1	贵港国家生态工业（制糖）建设示范园区	行业类（制糖）	以龙头企业——贵糖集团为主体，带动贵港市相关企业、农户的共同发展，建成纵向闭合、横向偶合、区域整合的生态糖业
2	南海国家生态工业建设示范园区暨华南环保科技产业园	综合类（环保产业）	以华南环保科技产业园为依托，立足华南，辐射港、澳、台地区，提升广东省环保产业发展水平，促进广东省的经济结构调整和珠江三角洲地区的可持续发展，高标准、高起点建设我国第一个全新型国家生态工业示范园区
3	包头国家生态工业（铝业）建设示范园区	行业类（电解铝）	解决当地的环境污染问题，综合考虑区域环境容量、市场需求和经济结构调整的实际需要，依托包铝集团与东恒热电公司现有的生产规模及包铝集团已有产业链，形成以铝电联营为核心，以铝业为龙头，以电厂为基础，通过各系统之间产品或废物交换而形成工业生态链（网）
4	长沙黄兴国家生态工业建设示范园区	综合类（省级工业园区）	以电子信息产业、新材料产业、生物制药产业、环保产业为主导产业，依托当地的经济实力、科技实力和人才优势，高标准、高起点地建立起与长沙市生态市规划相适应的、高新技术产业型的国家生态工业示范园区

续表

序号	名　称	园区类型	特　色
5	鲁北国家生态工业建设示范园区	行业类（盐化工）	以农业化工、海洋化工、氯碱化工、延伸煤化工、培植精细化工为产业发展方向。通过各系统之间产品或废物交换形成工业生态链（网）
6	天津经济技术开发区国家生态工业建设示范园区	综合类（国家级经济技术开发区）	电子信息业、生物医药业、汽车制造业和食品饮料业等支柱产业的生态工业链，大力发展水资源和固体废物资源化等静脉产业
7	抚顺矿业集团国家生态工业建设示范园区	行业类（矿山开采）	在辽宁省建设循环经济试点省的背景下，探索一条资源枯竭型城市经济转型的新途径，实现园区和城市经济、社会和环境协调发展的目标
8	大连经济技术开发区国家生态工业建设示范园区	综合类（国家级经济技术开发区）	通过示范园区建设，最终实现园区污水“零排放”和固体废弃物的综合利用
9	苏州高新区国家生态工业建设示范园区	综合类（国家级高新技术产业园区）	通过示范园区建设，探索我国工业园区科学有效的废水处理模式
10	苏州工业园区国家生态工业建设示范园区	综合类（国家级高新技术产业园区）	根据示范园区发展的实际，充分调动企业和公众的积极性，以全面提升示范园区经济社会可持续发展能力为目标，高标准、高起点的进行
11	烟台经济技术开发区国家生态工业示范园区	综合类（国家级经济技术开发区）	大力推广中水回用和固体废物资源化等静脉产业，逐步完善生态工业网络体系，推进示范园区和更大区域经济社会的可持续发展
12	贵阳市开阳磷煤化工国家生态工业示范基地	行业类（磷煤化工）	纳入贵阳市建设循环经济生态城市总体规划，建设磷、煤、氯碱等多产业耦合的生态工业体系。同时，实施矿区的生态恢复和城镇的环境保护设施建设，落实生态移民
13	潍坊海洋化工高新技术产业开发区国家生态工业示范园区	行业类（国家级高新技术产业园区）	强调对生态景观系统的保护和建设，强化用卤保卤、做好卤水的保护性开发
14	郑州市上街区国家生态工业示范园区	综合类	突出铝工业生产和研发基地的特色，推广使用粉煤灰与赤泥综合利用技术，完善产业链，推动清洁能源和能源的梯级利用，促进水资源的循环利用

续表

序号	名　称	园区类型	特　色
15	包头钢铁国家生态工业示范园区	行业类（钢铁）	实施钢铁群落优化工程、稀土群落清洁化工程、物质代谢同化工程、能源利用集成化工程、生态环境功能提升工程和支持网络强化工程，为我国钢铁产业生态化转型提供借鉴
16	山西安泰国家生态工业示范园区	行业类（炼焦类）	以煤焦化产业为核心，带动化工产品深加工、钢铁铸造业、建材工业等行业共同发展，提高各行业能源与资源转换效率和废弃物处理能力
17	青岛新天地工业园（静脉产业类）国家生态工业示范园区	静脉类	大力开展静脉产业关键技术研发和国外先进技术引进吸收，从废物综合利用和安全处置入手，组织实施家电拆解、汽车拆解、电线电缆处置、铅蓄电池处置、土壤修复等项目，实现废物的再利用和资源化，减少污染物排放总量
18	张家港保税区暨扬子江国际化学工业园国家生态工业示范园区	综合类（国家级经济技术开发区）	以精细化工为主体，基础化工、机械、电子、纺织、物流业为辅的生态产业链
19	昆山经济技术开发区国家生态工业示范园区	综合类（国家级经济技术开发区）	以市场机制、减量化措施及绿色招商等措施，积极发展电子信息业、精密机械加工业、民生用品三个生态产业链。实现开发区能源集成、水资源集成和物质集成
20	福州经济技术开发区国家生态工业示范园区	综合类（国家级经济技术开发区）	积极构建电子信息产业生态群，推动冶金、机械加工及交通运输设备制造业产业链和食品加工、水产饲料加工及生物医药制造业产业链，建设水资源利用体系、能源生产利用体系和废物回收循环基础设施体系
21	无锡新区国家生态工业示范园区	综合类（国家级高新技术产业园区）	建成电子信息、精密机械、精细化工等主导产业的工业生态链，实现能耗、水耗和污染物排放总量的逐年削减
22	绍兴袍江工业区国家生态工业示范园区	综合类	建设纺织、食品饮料、包装材料、机械电子和生物制药等产业链
23	日照经济开发区国家生态工业示范园区	综合类（省级工业园区）	建设能源工业、粮油食品加工业、木制品加工业、机械加工业和临海密集型工业等五大产业链条，不断提高开发区资源和能源利用效率，实现园区工业的生态化、规模化、集约化
24	上海市莘庄工业区国家生态工业示范园区	综合类（省级工业园区）	建立以高新技术产业为主体、以工业共生和物质循环为特征的生态工业经济体系；不断完善平板产业、微电子通讯、包装、汽车等生态产业链

目前国家生态工业示范园主要有三种类型：第一种是行业类型的生态工业园，国家环保总局主要在制糖、造纸、化工、钢铁、冶金等行业开展了试点。这类园区以某一类工业行业的一个或几个企业为核心，通过产品、废物和能量的交换，建立共生关系而形成的生态工业园区。第二种是静脉产业园区，将生产和消费过程中产生的废物转化为可重新利用的资源和产品，实现各类废物的再利用和资源化的产业，包括废物转化为再生资源及将再生资源加工为产品两个过程。第三种是综合类园区，主要是对现有经济技术开发区或高新技术开发区进行生态化改造的工业园区。24 个国家生态工业示范园按类型分的分布图如图 8－1 所示。

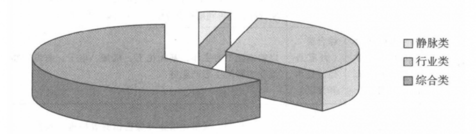


图 8－1　国家生态工业示范园类型分布

2006 年国家环保总局发布了《行业类生态工业园区标准（试行）》[HJ/T273－2006]、《综合类生态工业园区标准（试行）》[HJ/T274－2006] 和《静脉产业类生态工业园区标准（试行）》[HJ/T275－2006]，用于三类国家生态工业示范园区的建设、管理和验收，为工业园区资源利用效率的提高和环境质量的持续改善提供了具体指标。2007 年 3 月份，国家环保总局对 24 个国家生态工业示范园区进行了调查，并依据三类生态工业园区的标准进行了比对①。24 家园区中，达标率达到 90% 的有 4 个园区，分别为烟台经济技术开发区、天津泰达经济技术开发区、苏州高新区、苏州工业园区。以上 4 个园区均属于综合类园区，具有良好的经济基础和产业基础，同时政府推动这些生态工业园区建设的力度均较大，因此园区建设进展状况较好。指标达标率不到 30% 的有 1 个园区，为绍兴袍江工业区，该园区 2006 年启动生态工业园区的建设工作，产业基础较为薄

① 以下的数据及分析主要整理自国家环保总局的报告《国家生态工业园区工作进展情况报告》。

弱，产业结构问题较多。其他15个园区，指标达标率在40%～90%之间。另有4个园区未提交评估表，缺少相关数据。

4．地区循环经济的发展

各地区根据实际情况也制定了地区循环经济的发展计划（见表8－5）。这些地区的发展思路各不相同。例如，辽宁省作为国家环保总局2002年批准建设的第一个循环经济建设试点省，提出了“3＋1”模式，即全力构建清洁生产企业（小循环）、生态工业园区（中循环）和循环经济型社会（大循环），培育区域性的资源再生产业基地。上海市提出了三省市联手的发展思路，山东强调以园区为平台，广西突出生态生态型地区的发展思路等。

表8－5　各地区发展循环经济的思路与措施

地区	循环经济的发展思路	循环经济的发展措施
北京	实施“3＋3＋1”的总体思路（即围绕企业、区域、社会三个层面，建设政策、技术和认知三大配套支撑环境，推动清洁生产、先进技术设备、生态工业园、工业再生产等一批重点项目）	（1）建立健全发展循环经济的法规体系。（2）完善循环经济技术支撑体系。（3）加大环境经济宣传力度
上海	“五个三”的总体思路（即结构性降耗、技术性降耗、制度性降耗三管齐下，小、中、大三个层面推进，实行输入端、过程中、输出端三个环节全过程管理，形成市场、社会、政府三方联动机制，与江苏、浙江形成三省市联手）	（1）加强宏观指导，制定循环经济发展规划。（2）鼓励技术创新。（3）加大力度推动试点建设。（4）形成地方性规范和标准体系。（5）加强宣传教育。（6）研究制定循环经济的政策体系。（7）建立协同推进机制
天津	“四个结合”（与新一轮“嫁接、改造、调整”结合，与日常推行清洁生产、资源节约综合利用、环境保护工作结合，与发展环境保护的优势产业结合，将循环经济理念贯穿到企业、区域、城乡整体建设中）	（1）推动有关循环经济的法规、政策建设。（2）指导各项规划的编制工作。（3）加强对循环经济的技术支持。（4）组织建立循环经济的信息服务体系
重庆	“三步走”（第一步以资源合理开发和环境保护治理为重点，加快推进经济增长方式从粗放型向集约型转变。第二步以资源节约和生态建设为重点，建成循环经济基本框架。第三步以建设循环型社会为重点，实现生态环境与经济社会的协调发展）	（1）搞好规划。（2）调整结构。（3）健全法制。（4）完善政策。（5）依靠科技。（6）示范推广。（7）强化管理。（8）宣传教育。（9）加强领导

续表

地区	循环经济的发展思路	循环经济的发展措施
江苏	用科学发展观指导，以增强可持续发展能力为目标，以转变经济增长方式为主线，以资源节约、综合利用、清洁生产为载体，以科技进步为动力，以3R为原则，分类试点，有序推进，逐步建立循环型经济、社会体系和与之相适应的资源和环境基础	（1）推动循环经济试点。（2）全面推行清洁生产。（3）加快推动产业结构优化升级。（4）抓好资源的节约和综合利用。（5）大力发展环保产业
山东	以工业企业为基础、园区为平台，按照企业、园区和城市三个层次，通过资源节约、综合利用、清洁生产和资源再生四个途径，构建循环经济体系	（1）加快产业结构调整，提高资源利用效益。（2）加快技术进步，建立循环经济技术支撑体系。（3）加强法规建设和政策指导，依法推进循环经济。（4）发挥示范带动作用，促进循环经济全面发展。（5）开展宣传教育
湖北	加强循环经济理念的宣传，普及循环经济知识，进一步提高对发展循环经济的认识。建立和完善发展循环经济的管理体制和运行机制。突出重点，制定规划，分类指导，建构推进循环经济发展的基本框架。加强循环经济关键技术、共性技术的研究开发和推广应用	（1）树立循环经济的发展理念。（2）制定循环经济发展目标。（3）大力推进清洁生产。（4）努力提高资源利用效率。（5）努力开展循环经济的实践
广西	用循环经济的理念改造传统产业，建立环境友好企业和生态工业园区，以循环经济为核心，积极建设生态省、生态市、生态县，从根本上实现资源最有效利用、环境与经济协调发展、生态良性循环	（1）彻底转变GDP至上的政策目标。（2）加快立法工作。（3）建立有利于循环经济发展的政策体系。（4）加大技术开发。（5）加强教育宣传
辽宁	从老工业基地改造出发，结合各地资源特点和产业结构采取不同的政策和措施，特别形成“3+1”循环经济模式	（1）抓紧制定促进循环经济发展的规划和政策。（2）按照循环经济发展模式调整产业结构。（3）进一步加强循环经济试点和推广工作。（4）建立完善促进循环经济发展的技术支撑体系。（5）构筑绿色GDP核算体系和考核体系
浙江	以减少资源消耗、降低废物排放和提高资源生产率为目标，以技术创新和制度创新为动力，积极推行结构调整，加强监督管理，完善政策措施，为建立比较完善的循环经济法律法规体系、政策支持体系、技术创新体系和有效的激励约束机制，制定循环经济发展中长期战略目标和分阶段推进计划奠定基础	（1）用循环经济的理念指导工业领域可持续发展。（2）把发展循环经济纳入政府的主要目标。（3）加强宣传，提高公众的资源意识、环境意识。（4）依靠政策导向，推动循环经济发展。（5）综合利用新技术的开展、推广，积极培育示范项目

续表

地区	循环经济的发展思路	循环经济的发展措施
贵阳		(1) 加强多层次全方位生态环境建设。(2) 转变思想，提高环保和生态意识。(3) 建立与循环型社会相适应的政策法规体系。(4) 加强和完善贵阳市生态环境管理。(5) 制定促进资源减量、重复使用和循环利用的产业政策。(6) 提高资源利用效率
深圳	以科学发展观为指导，根据自身区位优势和经济社会发展特点，加快发展循环经济，大力推进节约降耗，提高资源利用效率；全面推行清洁生产，从源头减少污染物的产生；开展资源综合利用，最大限度利用资源；发展环保产业，为循环经济发展提供物质技术保障，努力实现经济效益、社会效益和生态效益的有机统一	(1) 建立健全循环经济的政策法规体系。(2) 构建绿色技术支撑体系。(3) 促进产业结构调整。(4) 扩大绿色需求，大力倡导绿色消费。(5) 建立绿色 GDP 核算体系。(6) 实行政府引导和市场推进结合

资料来源：吴季松 (2006)

8.2　存在问题与体制性障碍

尽管清洁生产、国家生态工业园、循环经济企业试点、地区试点等工作的开展，为我国的循环经济发展奠定了基础，但是还必须看到，这仅限于单个的企业或少数行业、地区取得的阶段性的成果，对整个国家的可持续发展战略来说是远远不够的。这些活动的进展也暴露出目前循环经济工作中的很多问题。例如，在清洁生产活动的推广中，主动要求进行清洁生产审核的不多，搞过审核的企业其成果也很难持久，并且推动清洁生产往往依靠发达国家或国际组织的赠款项目，企业缺乏自主的动机。又如，各地区根据各地的实际情况也都制定了相应的循环经济发展思路，但是在执行过程中，往往以增长速度为第一目标，生态环境降为次要目标。再如，在 WEEE 回收过程中，究竟谁该为废弃物付费的责任界定等问题在现行法规中没有明确体现，消费者将其看作是一种收入增加的机会，从而导致废弃物回收流向非正规渠道。

以上种种问题的出现，实际上反映了我国目前循环经济的发展仍然存

在体制性障碍的事实。这些体制性的障碍主要包括：法律障碍、市场机制障碍、激励缺乏、公众参与机制缺乏等方面。这些障碍的存在阻碍了循环经济的进一步发展，并且障碍的解决难度非常大，不能依靠某一种机制的完善来实现，因为它们有时往往是交织在一起的，一种障碍引发了另一种障碍，一种障碍的解决要以另一种障碍的解决为条件。要保证循环经济在我国顺利地进行，必须建立一套相配套的科学的运行机制，这种机制应该包括相应的政策法规体系，强大的执行力、有效的激励等。

1. *法律法规的障碍*

我国目前涉及对废弃物进行管理的法律法规包括《清洁生产促进法》、《固体废物污染环境整治法》、《废旧家电及电子产品回收处理管理条例》、《电子信息产品污染控制管理办法》、《电子废物污染环境防治管理办法》。表明上看，这些法律法规体现着我国在废弃物管理领域的规定比较完善，但实际上，这些法律法规的存在恰恰反映了我国在循环经济立法领域中的法律不健全、不规范、互相重合而又责任不清的现状。

首先，我国循环经济的法律并不健全。循环经济的实现需要法律法规的约束，而我国目前缺乏针对循环经济的专门法律。《清洁生产促进法》、《固体废物污染环境整治法》、《废旧家电及电子产品回收处理管理条例》、《电子信息产品污染控制管理办法》、《电子废物污染环境防治管理办法》等法律法规尽管在条文中对废弃物的循环再利用有所涉及，但它们都不是针对循环经济的专门立法。而且每个法规主要涉及的是废弃物从回收到再利用的产业链条中某个特定环节的特殊规定，而没有对产业链各个环节统一考虑的综合立法。不仅循环经济的立法缺乏，而且已有法律法规之间的层次也不清晰。

反观在循环经济开展得非常好的日本，健全的循环经济立法起到了推动循环型社会建设的作用，使循环经济开展得规范而高效。例如，日本采取基本法统领综合法和专项法的模式，其循环经济法律分为三个层面：基础层面有一部基本法，即《推进形成循环型社会基本法》，该法律确定了21世纪建立循环型经济社会的战略方针；第二层面有两部综合性法律，即《固体废弃物管理与公共清洁法》和《促进资源有效利用法》，前者执行“污染者付费原则”，明确规定了排放工业垃圾的企业的责任，后者强调在工业制品的设计、生产、销售、修理、报废各环节要综合实施3R原则，

达到资源的有效利用；第三层面是根据各种产品的性质制定的具体法律法规，如《家用电器再利用法》、《容器与包装分类回收法》、《汽车循环法》等。这三个层面的法律相互呼应，2001 年 4 月全面实施，极大地推动了日本循环型社会的建设。

其次，综合性、统帅性立法的缺乏致使废弃物的管理政出多头，职责交叉重叠。例如在对废弃电子产品的管理上，《电子信息产品污染控制管理办法》主要控制厂商的材料使用行为，《废旧家电及电子产品回收处理管理条例》主要规范回收行为，《电子废物污染环境防治管理办法》主要管理拆解、利用与处理过程，这就造成信息产业部管制生产行为、发改委管制回收行为、环保总局管制再利用行为的多头管理模式。这种多头管理不仅没有解决 WEEE 产业链的高效运行问题，反而是在规定上互有交叉重叠。例如，国家发改委起草的《废旧家电及电子产品回收处理管理条例》规定，“省级地方政府资源综合利用主管部门负责本行政区域内废旧家电处理企业的资格认定工作”；国家环保总局起草的《电子废弃物污染环境防治管理办法》规定，“从事收集、贮存、拆解、利用、处置电子废弃物经营活动的单位，应当向所在地设区的市级或省级人民政府环境保护行政主管部门申请登记备案。从事收集、贮存、拆解、利用、处置电子废弃物经营活动的单位，必须按照国家有关法规的规定，申请领取危险废物经营许可证”。上述规定显然会带来管理职责重合的问题，加重了电子废弃物处理企业的负担。尽管从从属关系上看，由发改委起草《废旧家电及电子产品回收处理管理条例》的法律位阶，要高于作为部门规章《电子废物污染环境防治管理办法》，按照《立法法》中下位法不得与上位法相抵触的原理，后一部法规不得与前一部相抵触，但这种政出多门的状况实际上反映了对电子废弃物进行管制的思路混乱，从而无法实现高效的运作。

第三，法规中关于生产、处置的各项规定较多，但真正需要明确的责任又模糊不清。例如，对消费后的电子废弃物，究竟谁是责任者？现有法规对这一问题没有明确说明，这直接导致了正规的电子废弃物处理企业无法与非正规渠道进行竞争。在有些法律中（如新起草的循环经济法中），提到了生产者责任延伸，这似乎是将生产者作为电子废弃物产生的责任人，而消费者不承担责任。根据谁污染谁付费的原则，生产者应承担相应的回收与处置成本。但问题是，我国目前并没有明确的法律要求企业必须

回收消费后的废弃电子产品，因此生产者责任延伸就成为了一句空话，无法落到实处。由于消费者不承担责任，消费者就有动机将废弃电子产品卖给非正规渠道的回收者从而增加自己的收入。如果将消费者作为责任人，要求消费者必须为废弃电子产品回收与处置付费，则如何对消费者进行有效的监督，以防止“偷排”或私下卖给非正规渠道？监督消费者的成本可能远远大于监督生产者的成本。因此，不同的责任划分需要政府部门实施不同的管制措施，而责任模糊不清，只会使正规渠道的废弃物再利用难以落实，间接促进了非正规渠道的日益发展。

我国 WEEE 再利用的多头监管状况充分说明，环境保护的多头监管不仅使生态建设和环境保护的行动难以协调一致，而且容易出现政出多门、政策冲突，甚至政策盲区。没有对废弃物的产生责任作出明确划分，即使对 WEEE 的回收、加工处理等环节进行了严格的规定，试图依靠消费者的道德感来解决回收问题，也会导致正规的 WEEE 处理企业根本没有足够的原料来源。

2．市场机制的缺乏

要使企业加入到循环经济的实践中来，仅仅靠道德的号召是无法完成的，必须有一定的激励措施。但我国目前发展循环经济的激励机制还不完善，尤其是依靠市场机制来解决再利用问题的机制更是缺乏。没有市场机制，单纯以法律法规为约束企业再利用行为的依据，或者靠政府部门提供一定的资助和优惠政策，不仅监督与实施的成本高昂，而且根本就无法调动企业的参与积极性。

我国推行清洁生产活动中所遇到的问题恰恰能够反映出市场机制缺乏导致循环经济难以深入开展的状况。从总体上看，发达国家推行清洁生产主要采用的是企业自愿基础上的供给侧推动机制，即由政府部门提供一定程度的资助或优惠政策，鼓励企业进行清洁生产审核。我国的清洁生产也是采用这种手段来推行的，而且是发展中国家开展得最好的，得到了国际社会的广泛承认。但实践证明，单纯依靠这种机制不能大面积、有效地激发企业自主地进行清洁生产，主动要求进行清洁生产审核的不多，搞过审核的其成果也很难持久。造成这些问题的原因在于我国目前推动清洁生产采用的是政府主导机制，但是由于政府经费不足，经济效益好的企业不多，推动清洁生产往往依靠发达国家或国际组织的赠款项目，而企业自身

缺乏开展清洁生产的积极性。例如，《中华人民共和国清洁生产促进法》规定了两类不同性质的企业清洁生产审核标准。第一类是超标排污和使用有毒有害原料或排放有毒有害物质的，明确规定由环保行政主管部门负责强制性审核的组织和管理。第二类是达标且不使用有毒有害原料，也不排放有毒有害物质的企业。第二类是自愿进行清洁生产审核的企业，目前这类企业的清洁生产难以展开。对这类企业的清洁生产审核，就可以借鉴一些通过市场激励建立起企业资源参与机制的环境管制措施。如，ISO14000启动时间比清洁生产晚，但现在搞得如火如荼。近几年，环境标志也开展得很好。我国在没有很多国际援助的情况下，建立了自我发展机制，越来越多的企业主动要求进行ISO14000认证和环境标志认证。其根本原因，是因为ISO14000认证和环境标志认证直接与企业的市场销售挂钩，满足了企业的这一最大需求。因此，清洁生产以及其他的循环经济实践活动也可以借鉴这些成功的以市场激励机制为主的环境管制措施，调动企业参加清洁生产审核的积极性。

市场机制所具有的低成本性是其优于其他机制的最重要特点，因此，任何循环经济实践活动的开展首先都要考虑是否能够通过市场途径来解决，只有在市场机制无法发挥作用的前提下才应该考虑其他机制的可行性。清洁生产无法象环境认证制度那样吸引企业的主动参与，就在于后者采用的是市场化的运作方式，调动起了企业的经济性，从而极大地降低了监督与推行成本。但要注意的是，环境资源本质上具有公共物品的属性，决定了市场机制不可能主动接受循环经济模式。市场机制发挥作用的前提是各项激励措施到位，对违反法规行为的制裁要严厉。也就是说，由于环境问题本质上是市场失灵造成的，要重新创造出一个合适的市场环境才能保证市场机制去发挥作用，而创造这样一个市场环境实际上就是为这个市场提供激励与规则，在激励与规则这个“底盘”上市场机制的“发动机”才能运转起来。所以，在为循环经济的发展建立一个市场机制时，不仅仅是指要象ISO14000和环境认证制度那样按照市场规律来指导循环经济活动，还要看到这种市场机制发挥作用的市场环境是什么，如何才能够建立起这种市场环境，以及这种环境如何保证市场机制的有效运行，这样，才能真正建立起一个高效运行的循环经济市场机制。

3. 成本－收益障碍与逆选择

追求自身的经济利益是企业发展循环经济的最根本动因。通过发展循环经济，企业可以实现废物减排以及资源、能源节约，进而大大降低成本。但是，与发展循环经济所需的巨大投入相比，这些节省下的成本可以说是相当微薄。因此，成本与收益的倒挂导致企业没有动机主动地发展循环经济。而造成这种状况的原因是资源价格的不合理与排污收费的费率设置不合理，企业发现排放污染物的成本小于再利用所能带来的收益。

严重的成本收益倒挂与不恰当的法规执行力相结合会带来逆向选择问题。例如，正规的企业投入大量的资源发展循环经济，但由于相关法律法规的执行力度不够，一些企业逃避了本该承担的环境治理责任，根本没做到严格遵循各项管理规章制度、投入大量资金购买环保设备、达标治理以及综合利用“三废”等，从而使其生产成本大大降低，在市场上仅靠价格优势就会使正规企业处于不利地位。严重时甚至会导致逆向选择问题，即正规企业会被非正规企业驱逐出市场。

逆向选择问题在 WEEE 的回收中已经成为一个阻碍再利用产业链健康发展的关键问题。由于非正规渠道采用的是手工作坊生产方式，成本非常低，他们能够为回收的废旧电子产品支付一定的高价格。而正规的处理渠道环保设备投资大、运行成本高，不能为废旧电子产品给出具有竞争力的价格。因此消费者更愿意将废弃产品出售给非正规的回收渠道，导致正规的电子废弃物处理厂得不到货源，从而被排挤出市场。如果不对这种逆选择机制给予足够的重视，循环经济将很难真正地开展起来。

4. 税费障碍

我国现行的经济制度中有许多地方制约循环经济的发展，税费的不合理就是其中之一。

首先，以增值税为主的现行税收制度对企业节约资源和循环利用资源起到抑制作用。我国的税收制度是建立在增值税基础上。2005 年增值税 10792.11 亿元，占全部税收的比重为 37.1 %，而消费税只占 5.67 %。2006 年国内增值税为 12895 亿元，比 2005 年增长 20.5 %，占 2006 年全部税收收入的比重为 34.26 %。2006 年我国消费税为 1886 亿元，虽然同比增长 15.4 %，但占全部税收收入的比重比 2005 年有所下降，只占 5%。

2007 年一季度，国内增值税增幅在 20% 以上。增值税是就商品价值中增值额课征的一个税种。这种以增值税为主体的税制结构实际上是鼓励多消费、少增值，对企业节约资源和循环利用资源起到了抑制作用，原因是循环利用资源的企业原材料成本较低，其成本中增值部分所占比例较高，而增值税是按照增值的比例缴税的，增值比例越高缴税就越高。因此，按产值计算，循环利用资源反而需要缴纳更高比例的税。企业所得税虽然对利用生产过程的废渣、废气、废水生产产品等给予了税收优惠，但这些税收优惠仅限于减免税，形式单一，缺乏灵活性。

其次，就资源税而言，2005 年资源税收入 142 亿元，只占当年我国税收收入总额的 0.46 %。2006 年，资源税收入 207.26 亿元，同比增长 45.3 %，占当年税收收入总额的 0.55 %，比例依然偏低。原因之一是资源税征收范围过窄，仅局限于对煤、石油、天然气等矿藏品和盐，对大部分非矿藏品资源都没有征税，对资源的合理利用起不到明显的调节作用；原因之二是计税依据不合理。我国资源税的计税依据是按销售量或自用量计税，这使企业对开采而没有销售或自用的资源不付任何税收代价，间接鼓励了企业对自然资源的过度开采和浪费；原因之三是已开征的资源税率太低，各档之间的差距过小，如原有 80 元/吨 ~30 元/吨，天然气 20 元/万立方米 ~150 元/万立方米，煤炭 0.3 元/吨 ~5 元/吨，较低的资源税率不利于企业节约和循环利用资源。

最后，现行排污收费制度存在的不合理也阻碍着循环经济的发展。目前，企业所交超标排污费仅相当于污染治理费用的 10% ~15%，造成了企业宁愿交纳排污费也不愿积极治理污染。而实行排污收费的依据采用的是单项超标排污收费制度，进一步减弱了企业减少排污、加强资源综合利用的积极性。单项收费是指当排放的污染物在同一排污口含有两种以上有害物质时，按最高一种计算排污费，导致排污者仅注意被收费的污染物的治理。超标收费是指只对超过浓度标准的排污者征收，造成排污者只要不超过污染物排放标准，就可以无偿使用环境容量资源。现行政策规定排污费只能用于工业污染的末端治理，不能用于清洁生产和集中控制设施，影响了投资效果。

5. 技术障碍

从“减量化”到“再利用”再到“资源化”，循环经济的每一个环节

都离不开成熟的污染治理技术、废物利用技术、清洁生产技术、能源综合利用技术、回收和再循环技术、资源重复利用和替代技术、环境监测技术以及网络运输技术和生态工业链接技术作为支撑，这是循环经济由理论向实践转变的关键。

我国的技术水平与发达国家相比存在较大的差距，尚未形成高效完整的技术支撑体系。现阶段我国关键技术设备接近国际先进水平的仅占15%，科技整体水平落后发达国家约15年~20年。在大型燃煤电厂烟气脱硫、城市垃圾资源化、城市生活污水处理和高浓度有机废水治理等重要领域缺乏自己的制造技术，亟待提高技术装备水平。目前，尽管我国已经建立了若干清洁生产中心，公布了一批冶金、化工等行业的清洁生产技术，然而对于众多的工业企业而言，这些技术支持是有限的。而且，循环经济所需的不仅仅是重在源头控制的清洁生产技术，还包括废弃物资源化、无害化等末端处理技术。因此，国家的技术支持还无法满足全面发展循环经济的要求。

在循环经济发展比较好的国家中，企业是循环科技的主要供给者。而在我国即使是大中型工业企业，自身拥有研发机构的不到半数，更不用说那些规模小、寿命短、资金有限的小企业了。没有技术研发机构的企业，只是纯粹的制造工厂，对众多设备陈旧、技术工艺落后的工业企业而言，无论在科技主导生产力的市场，还是在开发新产品时都毫无优势可言，在生产工艺、产品设计、资源利用方面也很难得到改进，从而阻碍循环经济的发展。

6. *考核与执行机制的障碍*

我国的循环经济是以一种“自上而下”的方式推动进行的，通过各级政府的层层向下传达，来确保循环经济在全社会的贯彻执行。这种“自上而下”的动员方式极易带来考核机制上的“软化”与执行上的“公文化”。

首先，在地方官员的考核机制上，发展循环经济作为多重目标之一，实际上被“软化”。多年来，下级官员作为上级部门的代理人，需要接受上级部门的多重任务，上级部门对下级官员的考核指标也是多元的，如经济增长（GDP增加）、就业扩大、财政收入增多、节能减排、环境保护等等。这些目标有些是有约束力的硬指标，有些是软指标，有些是近期目标，有些是远期目标。上级政府对下级官员的任期内政绩考核、晋升机会

的提供等实际上都与硬指标与短期指标有关。因此，尽管上级部门为下级官员设置了多重任务，但在实际的考核过程中存在着“软化”现象。作为理性的代理人，下级官员会充分利用这种考核机制上的“软化”，在任期内和政府财力有限的情况下，必然要优先保证经济发展、就业扩大、收入增加等硬指标或短期目标的实现，而不会将清洁生产、循环再利用等软约束目标排在优先的位置上。

其次，在执行的过程中，下级政府作为上级政府的“代理人”，会从自身利益出发，采取一种“公文化”的处理方法，即对循环经济的发展大力宣传，但在执行的过程却不愿投入足够的资源。由于考核目标上的“软化”，地方官员实际上不愿意为发展循环经济投入足够的资源，因为有限的资源如果配置到环境治理上，就会减缓 GDP 的增长速度，从而损害地方官员在硬指标上的表现。但是，循环经济作为一种新的经济增长，得到了中央政府的高度重视，地方官员出于个人利益的考虑必然投其所好，在宣传上与上级部门保持高度一致。这种地方官员在实际执行上的“不作为”、但在宣传上的“高度重视”，就导致了对循环经济采取了一种“公文化”处理方式，各级政府都在大力宣传，但却不愿意真正投入资源去实施。例如，在十六届三中全会提出科学发展观以来，有关部门组织开展了循环经济与资源节约型社会“十一五”规划、发展战略的研究，着手循环经济立法的前期工作，并加大了对发展循环经济的宣传力度。随后，各省市也开始逐级的制定地区的循环经济发展规划（见表 8 - 3）。这种自上而下的动员方式以极高的效率普及了对循环经济的了解，但执行的效果却未必理想。很多地区的循环经济规划流于形式，或是仅仅满足于通过树立个别的典型企业出政绩的方式，而不是认识去发掘本地区发展循环经济的障碍是什么以及如何去解决这些问题。

7. 管理体制的障碍

发展循环经济需要公平高效的体制保障，而我国发展循环经济的主管机构以及相关主体的责权利并不明晰。在目前的体制下，发展和改革委员会、环境保护主管部门、经济贸易委员会、甚至信息部等部门都在抓循环经济的管理工作，农业、建设、国土、水利、质检、统计、财政、税收以及各行业主管部门也都在积极主张本部门在循环经济管理工作中的权力。那么，究竟谁是发展循环经济的主管机关？主管机关应当承担哪些权力并

相应承担哪些责任？中央与地方之间的权限如何划分？如此等等，由于长期以来处于无法可依的状态，影响了对循环经济的指导和支持。

8．公众参与机制与渠道的缺乏

现阶段的循环经济发展主要体现在政府推动国有企业的试点，因此政府与企业的互动较多。在吸引公众参与到循环经济实践活动中来，从而使之成为一项全社会都参与的经济增长方式变革方面，还没有真正地开展起来。尤其是公众参与渠道的建设还很不完善，导致消费者不知道如何参与循环经济的实践活动。例如，很多消费者愿意将废旧家电卖给正规的回收企业，但在处理废旧家电时经常是欲卖无门、找不到正规的回收渠道，最后只好卖给街头回收“游击队”了事[①]。另外，政府与学术界的互动也不够，主要体现在对循环经济的运行机制的研究上，目前还缺乏权威性的理论支持，从而无法发挥理论对实践的指导作用。

8.3 推进循环经济建设的制度性安排与政策建议

1．加强循环经济的立法工作

加强循环经济的立法工作主要涉及如下三个方面：第一，尽快制定一部循环经济基本法，确立循环经济发展的基本原则与在国家经济发展中的地位。第二，在确定起基本法的基础上，针对行业的不同特点，制定相关的专门法。第三，以法律的形式确立一个循环经济的管理机构，改变目前多个部门法规分管循环再利用产业链不同阶段的现状，协调整个产业链的发展。

2．确立以产业链为目标的创新性环境治理措施

循环再利用不同于末端治理的一个重要特征是它需要协同产业链上不同的参与者。因此，相应的环境管制措施必须从整条产业链的环境治理角度出发进行一体化的管理。单纯的面向单个企业治污的环境公共政策由于缺乏激励和不完全信息问题而导致治理成本高昂，而面向产业链的环境公共政策可以起到很好的补充作用。这种环境治理方式能够解决政府与企业

① 见 http：//tech. sina. com. cn/e/2008 - 01 - 15/09091974066. shtml.

间的信息不对称并充分利用市场机制，在设定的环境目标下，产业链上的企业依据市场自愿签约过程会自动将环境成本配置到治理成本最小的环节。由于企业间交易成本对产业链环境治理的组织方式与驱动方式有重要影响，因此，要努力降低产业链上企业的环境交易成本，使企业间达成资源有效利用契约变得更容易，从而促进企业间协调环境治理的效率。

3. *充分发挥市场机制的作用*

单纯以法律法规为约束企业再利用行为的依据，或者靠政府部门提供一定的资助和优惠政策，不仅监督与实施的成本高昂，而且根本就无法调动企业的参与积极性。因此，应加强发挥市场机制在协调企业行为方面的积极作用。市场机制所具有的低成本性是其优于其他机制的最重要特点，任何循环经济实践活动的开展首先都要考虑是否能够通过市场途径来解决，只有在市场机制无法发挥作用的前提下才应该考虑其他机制的可行性。这方面可以充分借鉴 ISO14000 和环境认证制度的发展经验，调动企业自主参加循环经济实践的经济性。

4. *加强监管以防止逆选择*

正如我们看到的，逆选择实际上已经成为阻碍 WEEE 再利用产业发展的最大障碍，而造成逆选择的的最主要原因就是监管方式不当。由于监管不到位导致非正规渠道的猖獗，或者由于监管不是公平的，导致一些企业逃避了本该承担的环境治理责任，最终正规企业会被非正规企业驱逐出市场，即监管不当致使逆选择现象发生。

5. *改革不合理的环境税收与补贴制度*

以增值税为主的现行税收制度会对企业循环利用资源起到抑制作用，因此对循环再利用的企业要有新的税收激励或补贴措施。对现有资源税与排污收费中阻碍企业节约资源与减少排污的税费规定，以及间接地鼓励企业浪费资源的补贴制度要进行彻底地改革。另外，由第 5 章的分析中我们看到，可能不存在一个预算平衡的机制使外部性完全内部化，从而恢复社会福利最大化，因此对循环再利用行为的额外补贴可能是在所难免。

6. *加大科技支撑体系的投入*

循环经济难以广泛开展的一个重要原因就是很多废物的循环再利用成

本太高。而技术的进步能够有效降低废物循环再利用的成本，激励企业循环再利用的积极性。由于科技知识具有外部性，国家应加大对循环经济支撑技术中的基础研究与共性问题研究的投入，同时鼓励大中型企业自身研发，必要时给予一定补贴。

7. 防止考核机制的“软化”与执行机制的“公文化”

首先，在地方官员的考核机制上，要将区域的环境资源改善状况作为一个与经济增长、就业等同等重要的指标来考核，防止考核机制上的“软化”带来的机会主义行为。其次，在执行的过程中，防止循环经济的规划流于形式，或是仅仅满足于通过树立个别的典型企业出政绩的方式，将循环经济的执行“公文化”。

8. 促进公众的广泛参与

对 WEEE 产业链的案例分析表明，公众对循环经济的参与程度还非常低，这一方面是由于公众的认识问题，他们倾向于将废弃物看作是一种增加收入的机会，另一方面，对于那些有热情参与进来的消费者，他们却发现参与的渠道非常有限。只有当循环经济的价值观被公众普遍认同和接受，内化为自己的价值观，从而自觉参与建设循环型社会时，循环型社会才能最终得以实现。因此，首先要加强宣传教育，营造发展循环经济的社会环境。其次，建立公众参与的保障机制和信息交流机制，使公众能够在环境保护和循环经济发展领域保护自身的合法权益和社会公共利益。最后，要充分发挥非政府组织（NGO）的中介作用。

参考文献

安小会．循环经济系统评价指标体系及其预警系统的分析与设计．天津理工大学硕士学位论文，2004．

宝艳园，王积超．循环经济激励机制研究．兰州学刊，2006.7．

蔡林．我国垃圾污染治理及综合利用财税政策调整问题．环境经济，2003.6．

陈海威．中国再制造产业发展问题探讨．学术论坛，2007.3．

戴玉才，小柳秀明．环境效率——发展循环经济路径之一．环境科学动态，2005.1．

董慧凝．浅谈日本循环经济立法对我国环境立法的启示．http：//www.studa.net/faxuelilun/060905/10092667.html．2006．

方虹．我国资源产权及制度安排思考．北京市计划劳动管理干部学院学报，2006.1．

冯慧娟等．废旧物资回收市场组织运作现状分析．再生资源研究，2006.6．

冯之俊．论循环经济．中国软科学，2004.10．

古德近．生产者延伸责任立法研究．武汉大学工作论文，2003．http：//article.chinalawinfo.com/article/user /homepage.asp？UserId＝51578．

郭彬．循环经济评价和激励机制设计．天津大学硕士学位论文，2005．

郝家龙，翟纯红．循环经济与资源型城市成长路径．北京：新华出版社，2006．

黄海峰，孙涛，姚望．建立绿色投资体系推进循环经济的发展．宏观经济管理，2005.8．

黄锡生，张国鹏．论生产者延伸制度．2005年中国法学会环境资源法学研究会年会论文集，2005．

莱斯特·R·布朗．生态经济：有利于地球的经济构想．上海：东方出版社，2002．

兰友根．虚拟生态工业园区构建与生态工业链稳定性研究．天津理工大学硕士论文，2005．

雷学勤．贯穿循环经济理念的区域环境影响评价研究．兰州大学硕士学位论文，2007．

雷学勤. 贯穿循环经济理念的区域环境影响评价研究. 兰州大学硕士学位论文，2007.

李丹. 电子废弃物管理立法研究. 再生资源研究，2006.4.

李桂林. 论生产者责任延伸制度. 合肥工业大学硕士学位论文，2007.

李慧明，崔晓莹. 天津碱厂——大型化工企业发展循环经济的困惑. 环境经济，2008.5.

李娅. 循环经济财税激励机制：国外的经验及中国的选择. 中国矿业大学学报（社会科学版），2006.2.

理光集团. 绿色采购标准. 2005年.

马凯. 贯彻和落实科学发展观大力推进循环经济发展. 全国循环经济工作会议，2004.9.

莫莉·K. 麦考利. 玛格丽特·A. 沃尔斯. 固体废弃物政策. 环境保护的公共政策. 上海：上海三联书店、上海人民出版社，2006.

牟向阳. 我国循环经济评价问题研究. 吉林大学硕士学位论文，2005.

曲格平. 发展循环经济是21世纪的大趋势. 当代生态农业，2002.1.

曲格平. 循环经济"鱼与熊掌"兼得之道. 上海国际科普论坛，2004.

冉庆凯，栾胜基. 环境影响评价有效性的制度特征分析. 环境保护，2005.3.

沈石钰. 生态产业园网络结构及其效应分析. 浙江大学硕士论文，2007年.

沈石钰. 生态产业园网络结构及其效应研究. 浙江大学硕士学位论文，2007.

施中云. 循环经济中企业行为的协调博弈分析. 华东经济管理，2006.9.

世界银行. 碧水蓝天——展望二十一世纪的中国环境，北京：中国财政经济出版社，1997.

斯科特·卡兰等. 环境经济学与环境管理. 北京：清华大学出版社，2006.

斯科特·卡兰等著. 环境经济学与环境管理. 北京：清华大学出版社，2006.

宋高歌，黄培清，帅萍. 基于产品服务化的循环经济发展模式研究. 中国工业经济，2005.5.

宋高歌，黄培清，帅萍. 基于产品服务化的循环经济发展模式研究. 中国工业经济，2005.5.

孙承泳，周景博著. 制度创新与循环经济. 北京：经济日报出版社，2006.

孙启宏，段宁，毛如玉，李艳萍，沈鹏. 中国循环经济发展战略研究. 北京：新华出版社，2006.

孙启宏，段宁，毛玉如，李艳萍. 中国循环经济发展战略研究. 北京：新华出版社，2006.

托马斯·思德. 环境与自然资源管理的政策工具. 上海：上海人民出版社，上海

三联，2005.

托马斯·斯德纳．环境与自然资源管理的政策工具．上海：上海三联书店，上海人民出版社，2005.

王金南，李娜，曹东．建立中国企业环境报告制度的初步设想．环境科学研究，2004.4.

王景伟．欧盟废弃电气电子设备EPR体系介绍．家电科技，2005.1.

王军．循环经济的理论与研究方法．北京：经济日报出版社，2007.

王能民，孙林岩，汪应洛．绿色供应链管理．北京：清华大学出版社，2005.

王兆华，武春友．基于工业生态学的工业共生模式比较研究．科学学与科学技术管理，2002.2.

王兆华，武春友．基于交易费用理论的生态工业园中企业共生机理研究．科学学与科学技术管理，2002.8.

王兆华，尹建华．生态工业园中工业共生网络运作模式研究．中国软科学，2005.2.

魏晓平，李昆．基于"复制动态"进化博弈理论的生态工业链接研究．中国工业经济，2005.12.

吴浩梅，钟晓青．再生利用的经济学分析研究综述．中山大学研究生学刊（社会科学版），2007.1.

吴季松．循环经济综论．北京：新华出版社，2006.

武春友，朱庆华，耿勇．绿色供应链管理与企业可持续发展．中国软科学，2001.3.

谢家平，孔令丞．基于循环经济的工业园区生态化研究．中国工业经济，2005.4.

徐大伟，王子彦，谢彩霞．工业共生体的企业链接关系的分析比较——以丹麦卡伦堡工业共生体为例．工业经济，2005.1.

徐嵩龄．为循环经济定位．产业经济研究．2004.6.

徐嵩龄．中国环境破坏的经济损失研究（上、下）．中国软科学，1997.11.

杨忠直，孙皓辰．循环经济系统减量化的经济学分析．西北农林科技大学学报（社会科学版），2006.5.

杨忠直．循环经济系统中产品再使用的经济学分析．西北农林科技大学学报（社会科学版），2007.4.

叶文虎．循环经济与中国可持续发展．北京：新华出版社，2006.

佚名．美国实行循环经济的成功经验．决策与信息，2005.11.

赵文君，文启湘．我国发展循环经济的理论研究综述．经济学动态，2006.1.

赵晓敏，冯之浚，黄培清．闭环供应链管理——我国电子制造业应对欧盟WEEE指令的管理变革．中国工业经济，2004.8.

赵晓敏等．闭环供应链管理——我国电子制造业应对欧盟 WEEE 指令的管理．中国工业经济，2004.8.

郑易生．钱薏红等．中国环境污染经济损失估算：1993 年．生态经济，1997.6.

郑迎飞，周欣华，张旭．国外企业绿色供应链管理及其对我国的启示．外国经济与管理，2001.12.

郑云虹，李凯，武珊．发展中国循环经济的财税政策．东北大学学报（社会科学版），2004.7.

郑云虹，武珊．推动循环经济发展的政策体系．经济纵横，2003.10.

中关村国际环保产业促进中心．循环经济国际趋势与中国实践，北京：人民出版社，2005.

中央电视台经济半小时：广东贵屿电子垃圾形成产业链．

周国梅，彭昊，曹凤中．循环经济和工业生态效率指标体系．城市环境与城市生态，2003.6.

朱庆华．绿色供应链管理．北京：化学工业出版社，2003.

朱庆华．绿色供应链管理．化学工业出版社，2004.

朱睿．生态工业园工业共生网络稳定性研究．辽宁工程技术大学，2006.

诸大建．可持续发展呼唤循环经济．科技导报，1998.9.

诸大建．循环经济不是垃圾经济．http：//www.china.com.cn/chinese/huanjing/1067420.htm.

Ackerman, Frank. Why Do We Recycle? Markets, Values, and Public Policy. Washington D.C.: Island Press, 1997.

Ayres R. U. Toward Zero Emissions: Is There a Feasible Path? INSEAD Working Paper No. 97/80/EPS, 1997.

Ayres, Robert U, Allen V. Kneese. Production, Consumption and Externalities. American Economic Review, 1969, 59 (3): 382 - 297.

A. V. 克尼斯等．经济学与环境：物质平衡方法．北京：三联书店，1991.

Baumol, William J. On Recycling as a Moot Environmental Issue. Journal of Environmental Economics and Management, 1977, 4 (1): 83 - 87.

Boulding, Kenneth. The Economics of the Coming Spaceship Earth. In: Jarret, H. _ Ed., Environmental Quality in a Growing Economy, Resources for the Future. Johns Hopkins Univ. Press, Baltimore, MD, 1996.

Calcott Paul, Margaret Walls. Policies to Encourage Recycling and 'Design for Environment': What to Do When Markets are Missing. Working Paper, Washington, D.C.: Resources for the Future (December), 2000b.

Calcott Paul, Margaret Walls. Waste, Recycling, and 'Design for Environment': Roles for Markets and Policy Instruments. Resource and Energy Economics, 2005, 27 (4): 287 - 305.

Calcott Paul, Walls Margaret. Can Downstream Waste Disposal Policies Encourage Upstream 'Design for Environment'? American Economic Review Papers and Proceedings, 2000a, 90 (2): 233 - 37.

Calcott, Paul and Margaret Walls. Can Downstream Waste Disposal Policies Encourage Upstream 'Design for Environment'?. American Economic Review Papers and Proceedings, 2000, 90 (2): 233 - 37.

Calcott, Paul, Margaret Walls. Policies to Encourage Recycling and 'Design for Environment': What to Do When Markets are Missing. Working Paper, Washington, D. C.: Resources for the Future (December), 2000.

Calcott, Paul, Margaret Walls. Waste, recycling, and 'Design for Environment': Roles for markets and policy instruments. Resource and Energy Economics, 2005, 27 (4): 287 - 305.

Chemical Strategies Partnership 2004. Chemical management services industry report 2004.

Chris van Rossem, Naoko Tojo, Thomas Lindhqvist 2006. Extended Producer Responsibility An examination of its impact on innovation and greening products. Report commissioned by Greenpeace International, Friends of the Earth and the European Environmental Bureau (EEB), 2006.

Conrad, Klaus. Resource and Waste Taxation in the Theory of the Firm with Recycling Activities. Environmental and Resource Economics, 1999, 14: 217 - 242.

Craig R. Carter , J. R. Carter. Interorganizational Antecedents And Determinants Of Environmental Purchasing: Initial Evidence from the Consumer Products Industries. Decision Sciences, 1998, 29 (3): 659 - 683

Darby Lauren, Louise Obara. Household Recycling Behaviour and Attitudes Towards The Disposal of Small Electrical and Electronic Equipment. Resources, Conservation and Recycling, 2005, 44 (1): 17 - 35.

Desrochers, Pierre. Cities and Industrial Symbiosis: Some Historical Perspectives and Policy Implications. Journal of Industrial Ecology, 2001, 5 (4): 29 - 44.

Desrochers, Pierre. Industrial Symbiosis: the Case for Market Coordination. Journal of Cleaner Production, 2004, 12 (8): 1099 - 1110.

Di Vita, Giuseppe. Macroeconomic Effects of the Recycling of Waste Derived from Non - Renewable Raw Materials. Resources Policy, 1997, 23 (4): 179 - 186.

Di Vita, Giuseppe. Technological Change, Growth and Waste Recycling. Energy Eco-

nomics, 2001, 23 (5): 549 -567.

D' Arge, R., Kogiku, K. Economic Growth and the Environment. Review of Economic Studies, 1973, 40 (1): 61 -77.

Forster, A. Bruce. Optimal Energy Use in a Polluted Environment. Journal of Environmental Economics and Mmanagement. 1980, 7 (4): 321 -333.

Fullerton Don, Ann Wolverton. The Case for a Two - Part Instrument: Presumption Tax and Environmental Subsidy. In Environmental Economics and Public Policy: Essay in Honor of Wallace E. Oates, ed. By Arvint Panagariya, Paul R. Porney and Robert M. Schwab. Northampton, MA: Edward Elgar Publishing Ltd, 1999.

Fullerton Don, Wenbao Wu. Policies for Green Design. Journal of Environmental Economics and Management, 1998, 36 (2): 131 -148.

Gary Davis. Is There a Broad Principle of EPR? In K. J? nsson & T. Lindhqvist (eds.), Extended Producer Responsibility as a Policy Instrument-what is the Knowledge in the Scientific Community? (29 - 36). AFR-Report 212. Stockholm: Swedish Environmental Protection Agency, 1998.

Green, Keen, Barbara Morton, Steve New. Purchasing and Environmental Management: Interaction, Policies and Opportunities. Business Strategy and the Environment, 1996, 5 (3): 188 -197.

Gregory Tyson. Resource Efficiency, IPP and Extended Producer Responsibility - Approaches and European Experience. IGES - Institute for Global Environmental Strategies Manila, Philippines Feb, 2007.

Groene, Anja., Marc Hermans. Economic and other Implications of Integrated Chain Management: a Case Study. Journal of Clear Production, 1998, 6 (3 -4): 199 -211.

Hicks, C., O. Heidricha, T. McGovernb, T. Donnellya. A Functional Model of Supply Chains and Waste. International Journal of Production Economics, 2004, 89 (2): 165 - 174.

Hicks, C., R. Dietmar, M. Egurster. The Recycling and Disposal of Electrical and Eletronic Waste in China: Legislative and Market Response. Environmental Impact Assessment Review, 2005 (25): 459 -471.

Highfill Jannett, Michael McAsey. An Application of Optimal Control to the Economics of Recycling. SIAM Review, 2001, 43 (4): 679 -693.

Hoel, Michael. Resource Extraction and Recycling with Environmental Costs. Journal of Environmental Economics and Management, 1978, 5: 220 -235.

Hornik Jacob, Joseph Cherian, Michelle Madansky, Chem Narayana. Determinants of Recycling Behavior: A Synthesis of Research Results. The Journal of Socio - Economics,

1995, 24 (1): 105 - 127.

Huhtala Anni. Optimizing Production Technology Choices: Conventional Production vs. Recycling. Resource and Energy Economics, 1999, 21: 1 - 18.

Ikeda Takeshi. E-waste and EPR situation in China. A Preaentation in Global Village of China, 2006.

Karen Palmer, Margaret Walls. Extended Producer Responsibility: An Economic Assessment of Alternative Policies. Resources for the Future, 1999: 99 - 12

Lindhqvist, Thomas. "Extended Producer Responsibility in Cleaner Production", IIIEE Dissertations 2000: 2. Lund: IIIEE, Lund University.

Lusky, Rafael. A Model of Recycling and Pollution Control. The Canadian Journal of E-conomics, 1976, 9: 91 - 101.

Magaret Walls. Extended Producer Responsibility and Product Design, Resources for the future, Discussion Paper 2006: 06 - 08.

Michael P. Vandenbergh, From Smokestack to SUV: The Individual as Regulated Entity in the New Era of Environmental Law, 57 VAND. L. REV. 2004: 515 - 628 .

Noah Sachs . Planning the Funeral to the Birth: Extended Producer Responsibility in the European Union and the United States. Harvard Environmental Law Review, 2006, 30, 52 - 98.

Organization for Economic Cooperation and Development (OECD). Extended Producer Responsibility: A Guidance Manual for Governments, Paris: OECD, 2001.

Palmer Karen, Margaret Walls. Optimal Policies for Solid Waste Disposal Taxes, Subsidies, and Standards. Journal of Public Economic , 1997, 65 (2): 193 - 205.

Palmer, Karen, Hilary Sigman, Margaret Walls. The Cost of Reducing Municipal Solid Waste, Journal of Environmental Economics and Management, 1997, 33 (2): 128 - 50.

Pittlel Karen, Amigues, Jean - Pierre, Thomas Kuhn. Endogenous Growth and Recycling: A Material Balance Approach. Institute of Economic Research (WIF), Swiss Federal Institute of Technology Zurich (ETH), 2005.

Rossman, Chris van, Naoko Tojo , Thomas Lindhqvist. Extended Producer Responsibility: An examination of its impact on innovation and greening products. Report commissioned by Greenpeace International, Friends of the Earth and the European Environmental Bureau, 2006.

Sachs, Noah. Planning the Funeral to the Birth: Extended Producer Responsibility in the European Union and the United States. Harvard Environmental Law Review, 2006, 30 (51): 52 - 98.

Salkie F. J. Adamowicz W. L. , Luckert M. K. Household Response to the Loss of Public-

ly Provided Waste Removal: a Saskatchewan Case Study. Resources, Conservation and Recycling, 2001, 33: 23 - 36.

Sigman, Hilary. A Comparison of Public Polices for Lead Recycling. Rand Journal of Economics 1995, 26 (3): 452 - 478.

Simth Vernon L. Dynamics of Waste Accumulation: Disposal Versus Recycling. Quarterly Journal of Economics, 1972, 86 (4): 600 - 616.

Smith, Vernon L. Dynamics of Waste Accumulation: Disposal versus Recycling. Quarterly Journal of Economics, 1972, 86 (4): 600 - 616.

Smith, Vernon L. Control Theory Applied to Natural and Environmental Resources: an Exposition. Journal of Environmental Economics and Management, 1977, 4 (1): 1 - 24.

Stiglitz, J. E. Growth with Exhaustible Natural Resources: the Competitive Eeconomy. Review of Economic Study , 1974, 41: 139 - 152.

Tehyel, Gregory. Customer and Supplier Relations for Environmental Performance. Greener Management International, 2001, 9 (3): 139 - 149.

Thomas J. Bierma, Frank L. Waterstraat, 2004. Chemical Management Services - Focused Studies. WMRC Report, 2004.

Tinbergen, Jan. Economic Policy: Principles and Design. Amsterdam: North-Holand, 1967.

Tojo Nokao. Extended Producer Responsibility as a Driver for Design Change-Utopia or Reality. IIIEE Dissertations 2004: 2. Lund: IIIEE, Lund University.

Walls Margaret and Karen Palmer. Upstream Pollution, Downstream Waste Disposal and the Design of Comprehensive Environmental Policies. Journal of Environmental Economics and Management , 2001, 41: 94 - 108.

Walls Margaret. Extended Producer Responsibility and Product Design: Economic Theory and Selected Case Studies. RFF Working Paper DP 06 - 08, 2006.

Werner Carol M. , Efva Makela. Motivations and Behaviors that Support Recycling. Journal of Environmental Psychology, 1998, 18: 373 - 386.

Williamson Oliver. The Economic Institutions of Capitalism: Firms, Markets, Relational Contracting. New York: The Free Press, 1985. (中译本见段毅才等译《资本主义经济制度》, 商务印书馆, 2002.)

Zhu qinghua, Joseph Sarkis. Relationships Between Operational Practices and Performance among early Adopters of Green Supply Chain Management Practices in Chinese Manufacturing Enterprises. Journal of Operation Management, 2004, 22 (3): 265 - 289.

重要术语索引表

agement）
广义的循环经济（Generalized Recycling Economy）

H
合意品（Desirable Goods）
化学品服务管理（Chemical Management Service）
环境治理（Environmental Management）
恢复技术（Recovery Technology）
回收（Take - back）

J
激励（Incentive）
减量化（Reduce）
交易费用（Transaction Cost）
经济 - 社会系统（Economy - Social System）

K
开环（Open Loop）
可持续发展（Sustainable Development）
科斯定理（Coase Theorem）
可再生资源（Renewable Resource）

L
绿色采购（Green Procurement）
绿色供应链（Green Supply Chain）

M
末端治理（End - of - pipe Treatment）

N
内生共生体型供应链（Endogenous Symbiont Supply Chain）

Q
清洁生产（Clear Production）

R
RoHS 指令（Restriction of the Use of Certain Hazardous Substances in Electrical and Electronic Equipment Directive）

S
3R 原则（3R Principle）
社会计划者（Social Planner）
生产者责任延伸（Extended Producer Responsibility）
市场驱动（Market Drive）
事后的机会主义（Ex - post oppurtunism）

T
套牢（Hole - up）
替代技术（Alternative Technology）
偷排（Illegal Discharge）



后　记

本书的形成最初始于国家社会科学基金（05CJY011）的研究报告，而后又陆续得到国家自然科学基金（71173034、71103030）、教育部人文社会科学项目（10YJC790222）的资助，进一步完善了研究报告中的一些内容。在成书的过程中，郑云虹副教授、田海峰博士等几位课题的参与者对本书的完成起到了重要作用。在此，我要对他们表示衷心的感谢。书中的部分内容是我与田海峰博士的共同研究成果，陆续发表在了《中国工业经济》、《产业经济评论》等期刊上。本书也部分地引用了田海峰博士的博士论文内容，在此我要感谢他允许我使用这些材料。

在本书即将出版之际，作者深感研究水平有限，对循环经济理论的把握难免存在偏颇之处，但作者本着抛砖引玉的想法，以本书作为自己近年来一些研究成果的阶段性总结，希望能够与各位读者倾心交流，使循环经济理论的研究能够更加成熟、完善！我相信，只要我们不断地交流与分享，我们所期望的会成为现实。

本书的出版与东北大学“985”工程建设密不可分。我要特别感谢东北大学工商管理学院各位领导对本书出版提供的大力支持，感谢所有参与了我们课题研究的各位同事，感谢他们为本书的形成提供宝贵的建议。

孙广生

2012 年 10 月